

Kellys Salcedo Hurtado

Ingeniera ambiental de la Universidad de Medellín con maestría en Agroforestería para el Desarrollo Sostenible de la Universidad Autónoma Chapingo, México. Experiencia laboral en el sector académico con cargo actual de docente ocasional de tiempo completo en el programa de Ingeniería Ambiental, Tecnológico de Antioquia, IU. Docente de cátedra Universidad Eafit. En el sector productivo se desempeñó como coordinadora ambiental en Residuos Ecoeficiencia S.A, coordinadora ambiental en Marexi Ltda. Auxiliar de investigación en la Universidad Autónoma de Chapingo. Consultora independiente en el área ambiental y propiedad horizontal. Entre sus publicaciones más destacadas: "Métodos estadísticos multivariados para el análisis de macronutrientes en especies forestales del embalse Topocoro"; "Evaluación de la adaptación de *Helianthus annuus* en asocio con hongos micorrízicos en suelos contaminados con plomo"; "Comparativo del número de propágulos de hongos micorrízico arbusculares entre un inóculo crudo multiespérico y el suelo de un monocultivo de *Allium fistulosum*".

EDITORIAL
BONAVENTURIANA

EDITORIAL
BONAVENTURIANA

ISBN: 978-958-5114-73-9



9 789585 114739

Alternativas de sostenibilidad enfocadas a los retos de los Objetivos de Desarrollo Sostenible

Alternativas de sostenibilidad enfocadas a los retos de los Objetivos de Desarrollo Sostenible

EDITORES ACADÉMICOS

Karina Ríos Montes

Gustavo Echeverri Jaramillo

Kellys Salcedo Hurtado

Karina Ríos-Montes

Ph.D. en Biotecnología, magíster en Biología y bacterióloga de la Universidad de Antioquia. Posdoctora del Centro de Ciencia y Tecnología de Antioquia (2021-2022). Docente investigador de la Universidad de San Buenaventura Cartagena. Su experiencia en investigación aborda las líneas de diagnóstico y control de la contaminación de matrices ambientales, biorremediación y rehabilitación de suelos, biología molecular e indicadores de calidad ambiental. Con publicaciones relacionadas con la dinámica microbiana en el tratamiento de aguas residuales contaminadas con plaguicidas y la biorremediación de suelos disturbados por la minería, uso del biochar para la rehabilitación de suelos y gestión de residuos sólidos.

Gustavo Echeverri-Jaramillo

Profesor Titular del Programa de Bacteriología de la Universidad de San Buenaventura, Cartagena, Colombia. Bacteriólogo de la Universidad Católica de Manizales (Manizales-Colombia). Máster en Tecnología Química, y Especialista en Química Agroalimentaria por el Instituto Químico de Sarriá (Barcelona-España). Especialista en Gestión de la Salud Ocupacional por CES-EAFIT, Medellín. Mi interés es contribuir al desarrollo de la Ecotoxicología y Biotecnología Microbiana, a la reducción de impactos en el medio ambiente, y al crecimiento del Grupo GIMA, donde he sido su gestor fundador e investigador por 20 años.



UNIVERSIDAD DE
SAN BUENAVENTURA
CARTAGENA



**Alternativas de sostenibilidad
enfocadas a los retos de los Objetivos
de Desarrollo Sostenible**

**Alternativas de sostenibilidad
enfocadas a los retos de los Objetivos
de Desarrollo Sostenible**

COMPILACIÓN INVESTIGATIVA

EDITORES ACADÉMICOS

Karina Ríos-Montes

Gustavo Echeverri-Jaramillo

Kellys Salcedo-Hurtado

Universidad de San Buenaventura

Cartagena de Indias, 2024.

Alternativas de sostenibilidad enfocadas a los retos de los Objetivos de Desarrollo Sostenible/ Karina Ríos Montes, Gustavo Echeverri Jaramillo, Kellys Salcedo Hurtado, editoras.-- Cartagena: Universidad de San Buenaventura; Editorial.

Editorial Bonaventuriana, 2017.

Descripción física: 212 páginas, 27 x 22 centímetros.

ISBN: 978-958-5114-73-9

1. Sostenibilidad ambiental.-- 2. Aguas residuales.-- 3. Reciclaje de nutrientes.-- 4. Biofertilizantes.-- 5. Compost, 6. Energía renovable.-- 7. Contaminación atmosférica.-- I. Tit.-- II. Ríos Montes, Karina, Echeverri Jaramillo, Gustavo, Salcedo Hurtado, Kellys, edit.

Dewey: 333.7 A466

Catalogación: Biblioteca Central Fray Antonio de Marchena OFM

© Universidad de San Buenaventura

Alternativas de sostenibilidad enfocadas a los retos de los
Objetivos de Desarrollo Sostenible

COMPILACIÓN INVESTIGATIVA

Editores Académicos

Karina Ríos-Montes

Gustavo Echeverri-Jaramillo

Kellys Salcedo-Hurtado

Universidad de San Buenaventura, Cartagena

Calle Real de Ternera, Diag. 32 No. 30-966

Teléfono: 653 5555

Fray Jesús Antonio Ruíz Ramírez, OFM

Rector

Nina Mariela del Cristo Ferrer Araújo

Directora Editorial

Editorial Bonaventuriana

www.editorialbonaventuriana.usb.edu.co

ISBN: 978-958-5114-73-9

Cumplido el depósito legal (Ley 44 de 1993,

Decreto 460 de 1995 y Decreto 358 de 2000)

El autor es responsable del contenido de la obra.

El presente trabajo es el resultado de un trabajo colaborativo entre la Universidad de San Buenaventura seccional Cartagena, la Institución Universitaria Tecnológico; sin embargo, participan también en la autoría de los capítulos docentes de la Universidad de Antioquia, Universidad Santo Tomás (sede Tunja) y Universidad Nacional Abierta y a Distancia (UNAD).

Los derechos patrimoniales de autor de cada capítulo pertenecen a la institución de filiación de cada uno de los autores, así:

Universidad de San Buenaventura Cartagena

Reales Ruiz, Arley Alexander

Grupo de Investigación en Ciencias de la Ingeniería - GICI

Castellón Lambis, Jorge Andrés

Grupo de Investigación en Ciencias de la Ingeniería - GICI

Zuluaga Hernández, Edison Albert

Grupo de Investigación en Ciencias de la Ingeniería - GICI

Ramírez Wilches, Laura Sofía

Grupo de Investigación en Ciencias de la Ingeniería - GICI

Ríos Montes, Karina

Grupo de Investigación Microbiología y Ambiente - GIMA

Institución Universitaria Tecnológico de Antioquia

Vélez Correa, Santiago

Trujillo Vargas, Laura

Salcedo Hurtado, Kellys

García Ávila, Carolina

Doria Herrera, Gloria María

Grupo de Investigación en Tecnologías
de la Información y Medio Ambiente - GITIMA

Universidad de Antioquia

Molina Macías, Anngie Katherine

Grupo de Investigación Diagnóstico y
Control de la Contaminación - GDCON

Londoño Cañas, Yudy Andrea

Grupo de Investigación Diagnóstico y
Control de la Contaminación - GDCON

Peñuela, Gustavo A.

Grupo de Investigación Diagnóstico y
Control de la Contaminación - GDCON

Betancour Osorio, Johan

Grupo de Investigación Energía Alternativa - GEA

Rubio Clemente, Ainhoa

Grupo de Investigación Energía Alternativa - GEA

Edwin Chica

Grupo de Investigación Energía Alternativa - GEA

Universidad Santo Tomás, Sede Tunja

Chaparro Rico, Aura Cristina

Vega Garzón, Lina Patricia

Castro Ortégón, Yuddy Alejandra

Grupo de Investigación en Ciencias Ambientales y Naturales - GICAN

Universidad Nacional Abierta y a Distancia

Gallego Quintero, Edison Esteban

Grisales Castañeda, David Santiago

Agradecimientos

A la organización del Segundo Congreso Internacional de Objetivos de Desarrollo Sostenible que motivó esta iniciativa. A los autores por su valiosa contribución; sin esta no hubiese sido posible la compilación de esta obra. A la Universidad de San Buenaventura, especialmente al Grupo GIMA, que financió la publicación, y, a los demás colaboradores por su contribución ad honorem.

Prólogo

El desarrollo sostenible se enfoca en proponer diferentes estrategias para la búsqueda del equilibrio entre los aspectos ambientales, sociales y económicos, reconociendo que estos aspectos están interconectados y que deben abordarse de manera integrada. Esto significa que el crecimiento económico debe ser compatible con la equidad social y la protección del medio ambiente a largo plazo. Desde el año 2015, las naciones han venido realizando esfuerzos encaminados al cumplimiento de las metas y retos propuestos en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), lo cual implica necesariamente la interrelación de la triada universidad-empresa-Estado como una estrategia de alianza adecuada para el desarrollo de innovaciones tecnológicas que respondan a las necesidades y oportunidades del entorno. En conjunto, el compromiso y la acción concertada de empresas, Estados y la academia son esenciales para lograr un progreso significativo hacia la realización de los ODS y la construcción de un mundo más justo, próspero y sostenible para todos.

El resultado de esta obra se deriva de los ODS 6 (agua limpia y saneamiento), ODS 7 (energía asequible y no contaminante), ODS 11 (ciudades y comunidades sostenibles), ODS 12 (producción y con-

sumo responsables), ODS 13 (acción por el clima) y ODS 15 (vida de ecosistemas terrestres), que están directamente relacionados con la protección del medio ambiente y la gestión sostenible de los recursos naturales. La compilación de este libro, basado en investigaciones originales presentadas en el Segundo Congreso Internacional de Objetivos de Desarrollo Sostenible realizado en Colombia en el año 2022, se estructura en seis capítulos que abordan diferentes alternativas de sostenibilidad enfocadas a los retos de los ODS.

Las temáticas están orientadas a la comunidad académica, grupos de investigación, centros de desarrollo tecnológico e innovación, y público en general, puesto que favorecen un espacio para la discusión, la transferencia y la apropiación social del conocimiento en diferentes contextos del saber, en los ámbitos agrícola, tecnológico y ambiental. Cada capítulo es producto de investigaciones inéditas que fueron estructuradas en el siguiente orden: introducción y contextualización de la problemática abordada, materiales y métodos, resultados y conclusiones.

Esperamos que los resultados aquí presentados aporten significativamente a su conocimiento y estimulen nuevos proyectos de investigación en pro de acciones para lograr un mundo sostenible y un mejor futuro para las generaciones venideras.

Juana Alvarado
Hermosillo, México

Karina Ríos Montes
Cartagena, Colombia

Kellys Salcedo Hurtado
Medellín, Colombia

Contenido

Introducción	13
---------------------	-----------

Capítulo 1

Potencial del uso de las microalgas y cianobacterias para el reciclaje de nutrientes y su aplicación en la agricultura	17
---	-----------

*Santiago Vélez Correa, Laura Trujillo Vargas,
Kellys Salcedo Hurtado y Carolina García Ávila*

Capítulo 2

Identificación de microorganismos provenientes de compost de hojas secas y cáscaras frutales	61
---	-----------

*Arley Alexander Reales Ruiz, Jorge Andrés Castellón Lambis,
Edison Albert Zuluaga Hernández, Karina Ríos Montes
y Laura Sofía Ramírez Wilches*

Capítulo 3

Tendencias en los procesos de remoción y recuperación de nitrógeno de las aguas residuales	91
---	-----------

*Anngie Katherine Molina Macías, Yudy Andrea Londoño Cañas
y Gustavo A. Peñuela*

Capítulo 4

Turbinas de vórtice gravitacional para la diversificación energética en zonas no interconectadas 125

Johan Betancour Osorio, Ainhoa Rubio Clemente, Edwin Chica

Capítulo 5

Mecanismos de mercado de créditos de carbono en la serranía de las Quinchas, Colombia 151

*Aura Cristina Chaparro Rico, Lina Patricia Vega Garzón
y Yuddy Alejandra Castro Ortegón*

Capítulo 6

Revisión sistemática de *Apis mellifera* como bioindicador de contaminación atmosférica: recientes avances 183

*Edison Esteban Gallego Quintero, Gloria María Doria Herrera
y David Santiago Grisales Castañeda*

Sobre los autores 203

Introducción

La sostenibilidad es un concepto que se refiere a la capacidad de satisfacer las necesidades del presente sin comprometer la capacidad y el bienestar de las generaciones futuras, lo cual conlleva equilibrar el desarrollo económico, social y ambiental, con el fin de que se administren los recursos naturales de manera sostenible y se disminuya la presión antrópica sobre el ambiente. Desde una perspectiva holística, la sostenibilidad implica considerar todas las dimensiones de forma integrada, y buscar soluciones que equilibren las necesidades humanas haciendo uso de la capacidad del planeta para sostener la vida en el largo plazo. Esto requiere un enfoque colaborativo y sistémico que reconozca las complejas interconexiones entre los sistemas naturales, sociales, económicos, culturales y políticos.

Los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) son un plan maestro para lograr un futuro sostenible para todos. Estos objetivos se interrelacionan y abordan los desafíos globales a los que se enfrentan las naciones en áreas como el cambio climático, la degradación ambiental, la transición energética, la producción y el consumo responsable, y la protección de los recursos naturales, entre otros. Para hacer frente a dichos desafíos se requieren soluciones in-

novadoras y creativas que contemplen los principios de inclusión y equidad. Es así como la transferencia de conocimiento basada en los ODS puede fomentar la colaboración entre diferentes actores, incluyendo Gobiernos, empresas, academia y sociedad civil, con el fin de contribuir al alcance de la agenda 2030. Este proceso es fundamental para acelerar el progreso hacia un mundo más sostenible e inclusivo, promoviendo la colaboración, la innovación y el intercambio de experiencias a nivel global.

En el año 2022 se llevó a cabo el Segundo Congreso Internacional de Objetivos de Desarrollo Sostenible, evento que representó el trabajo colaborativo interinstitucional entre varias universidades de Colombia, y del cual se extrae esta obra titulada: **“Alternativas de sostenibilidad enfocadas a los retos de los objetivos de desarrollo sostenible”**. La obra compila seis capítulos que reflejan innovaciones y prácticas tecnológicas que permiten identificar acciones para contribuir a la sostenibilidad medioambiental, abordando los ODS 6 (agua limpia y saneamiento), ODS 7 (energía asequible y no contaminante), ODS 11 (ciudades y comunidades sostenibles), ODS 12 (producción y consumo responsables), ODS 13 (acción por el clima) y ODS 15 (vida de ecosistemas terrestres).

En el capítulo uno se presenta el potencial de las microalgas como estrategia de fertilización agrícola, disminuyendo el uso de agroquímicos que impactan el suelo, agua y aire. Esta apuesta biotecnológica permite proporcionar soluciones naturales y respetuosas con el medio ambiente para una variedad de desafíos agrícolas que involucran el control de plagas, la remediación de suelos contaminados y la producción de biomasa.

El capítulo dos expone la identificación de microorganismos con potencial catalizador en el compostaje de residuos sólidos urbanos (RSU) para acelerar la transformación de los sustratos y obtener en menor tiempo un producto con calidad para usarse en el mejoramiento de suelos y tierras de cultivo, contribuyendo a la vez con la gestión y manejo adecuado de los RSU.

En relación con el objetivo 6, agua limpia y saneamiento, se presenta en el capítulo tres una revisión de la literatura sobre la problemática asociada a las descargas de nitrógeno de las aguas residuales y algunas de las alternativas biotecnológicas para su tratamiento, las cuales permiten remover y/o recuperar este recurso de las aguas residuales.

En la conjunción de energía y agua surge el capítulo cuatro donde se presenta el diseño y evaluación experimental de una turbina de vórtice gravitacional, destinada a diversificar la matriz energética sin requerir el represamiento de agua en comparación con las grandes centrales hidroeléctricas, con la consecuente minimización de los impactos ambientales asociados.

En las esferas de los ODS 11, 12 y 13, el capítulo cinco está dedicado al mercado de créditos de carbono en Colombia y tiene como objetivo identificar los posibles mecanismos de venta de créditos de carbono a través del estudio de casos similares para que se desarrolle correctamente un proyecto REDD, que permita la resolución de los conflictos que existen en torno a la tenencia de la tierra, el desarrollo de actividades ilícitas y la sobreexplotación de los recursos naturales.

Finalmente, en el capítulo seis, se presenta una revisión de la literatura sobre el uso de las abejas (*Apis mellifera*), las cuales presentan una alta capacidad para capturar, transportar, transformar, bioacumular y desarrollar alteraciones morfológicas como consecuencia de la exposición a elevados niveles de contaminación. Su implementación es una alternativa útil teniendo en cuenta los múltiples contaminantes que se emiten en las ciudades por eventos antrópicos.

Con esta obra se busca desarrollar en la comunidad académica una actitud crítica frente a la apropiación del conocimiento sobre los diferentes temas examinados, de forma tal, que se incentive la generación de estrategias para abordar diferentes problemáticas ambientales.

CAPÍTULO 1

Potencial del uso de las microalgas y cianobacterias para el reciclaje de nutrientes y su aplicación en la agricultura

Vélez Correa, Santiago

Tecnológico de Antioquia, IU, Facultad de Ingenierías, GITIMA, Colombia.

santiago.velez85@correo.tdea.edu.co

Trujillo-Vargas, Laura

Tecnológico de Antioquia, IU, Facultad de Ingenierías, GITIMA, Colombia.

laura.trujillo72@tdea.edu.co (autor de correspondencia)

Salcedo Hurtado, Kellys

Tecnológico de Antioquia, IU, Facultad de Ingenierías, GITIMA, Colombia.

kellys.salcedo@tdea.edu.co

García Ávila, Carolina

Tecnológico de Antioquia, IU, Facultad de Ingenierías, GITIMA, Colombia.

cavilaga@tdea.edu.co

Resumen

El crecimiento poblacional acelerado ha planteado necesidades especiales para el logro del abastecimiento de alimentos, conservación de los recursos naturales y el aumento en la eficiencia en la remoción de contaminantes de las aguas residuales. Por lo anterior, es necesario crear alternativas con el fin de aprovechar los recursos existentes a través del reciclaje de nutrientes y ofrecer soluciones que no deterioren el ambiente. Las microalgas y cianobacterias se perfilan como microorganismos prometedores para la depuración de las aguas residuales, ya que estas, por medio de diferentes mecanismos metabólicos, tienen la capacidad de transformar, inmovilizar y almacenar sustancias orgánicas e inorgánicas en su estructura, para posteriormente generar un aumento en su biomasa, la cual puede ser aprovechada en la industria agrícola para la producción de bioestimulantes, biofertilizantes, biopesticidas y alimento para animales. Esta revisión explora los estudios realizados desde el 2003 hasta el 2023, en donde se abordan estrategias de reciclaje de nutrientes basadas en procesos que involucran microalgas y cianobacterias, así como productos obtenidos y el estado en el que se encuentran los procesos biotecnológicos asociados en los últimos años.

Palabras clave

Microalgas, cianobacterias, aguas residuales, biofertilizantes, bioestimulantes, reciclaje de nutrientes.

Abstract

The need to provide food, conserve natural resources, and efficiently remove pollutants from wastewater has increased due to accelerated population growth. Therefore, it is necessary to develop alternatives to utilize existing resources by recycling nutrients and provide solutions that do not degrade the environment. Microalgae and cyanobacteria are emerging as promising microorganisms for wastewater treatment, since they can transform, immobilize and store organic and inorganic substances in their structure using different metabolic mechanisms, and subsequently generate an increase in their biomass, which can be used in the agricultural industry in products such as biostimulants, biofertilizers, biopesticides and animal feed. This review examines the studies conducted from 2003 to 2023, in which nutrient recycling strategies based on processes involving microalgae and cyanobacteria are addressed, as well as the products obtained and the state of this technology in recent years.

Keywords

Microalgae, cyanobacteria, wastewater, biofertilizers, biostimulants, nutrient recycling.

Introducción

La población mundial está en continuo crecimiento y se espera que para el 2050 alcance los 9000 millones de personas (Gonçalves, 2021). Como resultado de este crecimiento demográfico se ha observado la reducción de áreas para la producción de alimentos, acumulación de contaminantes, disminución de la fertilidad del suelo, degradación y escasez del recurso hídrico (Dmytryk y Chojnacka, 2018; Pathak et al., 2018). El uso excesivo de fertilizantes de síntesis química ha sido una de las alternativas para garantizar el rendimiento de los cultivos (Osorio-Reyes et al., 2023); sin embargo, la aplicación intensiva de estos productos trae consigo la contaminación de la biosfera, ya que solo entre el 30-50% es utilizado por las plantas, el 2-20 % genera emisiones de óxido de nitrógeno, el 15-25 % reacciona en el suelo, y el 2-10 % termina en las aguas superficiales o subterráneas (Abdel-Hakim et al., 2023; Savci, 2012).

Las actividades industriales, agrícolas y urbanas consumen grandes volúmenes de agua para luego verter cerca del 70 % con contaminantes, incluyendo altas cargas de nitrógeno, fósforo y azufre, lo que provoca eutrofización de los medios acuáticos, causando pérdidas de biodiversidad y destrucción de los ecosistemas (Alvarenga et al., 2023; Amenorfenyo et al., 2019; Valta et al., 2015). Para el 2030 el mundo afrontará una carencia hídrica de un 40 % en el desarrollo de actividades cotidianas, afectando el desenvolvimiento de la sociedad y el sector económico (Sun et al., 2016). Este déficit surgirá por el aumento de la demanda hídrica, la contaminación de los cuerpos de agua y la falta de tecnologías eficientes capaces de eliminar los contaminantes tradicionales o emergentes (K. Li et al., 2019).

El tratamiento de aguas residuales basado en microalgas, se ha con-

vertido en una tecnología competente para el tratamiento avanzado y la recuperación de nutrientes presentes en las aguas residuales (Hussain et al., 2021; Osorio-Reyes et al., 2023; Renuka et al., 2016; Wang et al., 2016), lo que evidencia la capacidad de adaptación que presentan para la depuración de las aguas residuales, al actuar como complemento de otros tratamientos debido a su alta eficiencia y rentabilidad en el saneamiento de aguas procedentes de actividades agrícolas, industriales y municipales (Álvarez-González et al., 2023; Amenorfenyo et al., 2019; Dagnaisser et al., 2022; Do et al., 2019; K. Li et al., 2019). Por lo tanto, es importante considerar que el uso de microalgas en el tratamiento de aguas se orienta a la consecución de los Objetivos De Desarrollo Sostenible (ODS), ya que se enfocan en el equilibrio ecosistémico en términos de sostenibilidad ambiental, clima y prosperidad ecológica (Osorio-Reyes et al., 2023; Siedenburg, 2022).

En ese sentido, el objetivo de este documento fue recopilar los avances y los nuevos conocimientos reportados en los últimos años en el ámbito del tratamiento de aguas residuales empleando tecnologías basadas en el uso de microalgas y cianobacterias, aplicaciones potenciales, perspectivas en su implementación y uso para los próximos años en el sector agrícola.

Materiales y métodos

Para determinar los principales avances en el uso de las microalgas y cianobacterias como alternativa de recuperación de nutrientes se realizó una revisión bibliográfica sistemática (SLR – por sus siglas en inglés) (Figura 1.1) (Mengist et al., 2020). En la Tabla 1 se exhiben los criterios empleados para seleccionar los artículos relacionados con el tema de interés. El estudio se ejecutó siguiendo un protocolo

de cuatro etapas de investigación: (I) correspondiente a la identificación y planeación, en la que se establece el alcance y el protocolo de revisión a través de la identificación de base de datos y criterios de selección adecuados; (II) búsqueda en bases de datos empleando palabras clave; (III) selección de los artículos basada en los criterios de exclusión de la Tabla 1.1; (IV) extracción de información estructural de los artículos seleccionados para la construcción del documento (Pujawan y Bah, 2022).

Resultados y análisis

Panorama general de las microalgas y cianobacterias

Las microalgas y cianobacterias son organismos unicelulares fotosintéticos, siendo las primeras eucariotas y las segundas procariotas (Su et al., 2022). Tienen la capacidad de desarrollarse en ecosistemas acuáticos como lagos, lagunas, mares, océanos y ríos, y presentan una gran adaptabilidad que les permite crecer incluso en ecosistemas terrestres (Kumar y Ralph, 2017). Estos organismos reportan una alta eficiencia en la fijación del dióxido de carbono - CO_2 (S. Li et al., 2013), lo que les permite producir biomasa a través de diferentes vías: fotoautótrofa, fotoheterótrofa, mixotrófica y por último, la vía heterótrofa, en la que los compuestos orgánicos proporcionan tanto energía como fuente de carbono (Johansen, 2012).

A pesar de la gran adaptabilidad que presentan estos organismos, se requieren condiciones específicas para su desarrollo: en la iluminación se debe asegurar el fotoperiodo y la irradiancia, siendo esta última el flujo de luz por unidad de área al que están expuestas estos organismos, y el fotoperiodo, el tiempo en el cual las microalgas son sometidas a aquella irradiación (Vélez-Landa et al., 2021).

Tabla 1.1. Criterios de exclusión o inclusión de artículos

Criterio	Decisión
Las palabras clave predefinidas se incluyen en todo el documento o hacen al menos parte del título.	Incluido
Se encuentran en bases de datos como Scopus, Sciencedirect, Springer, Google scholar, Lens (patentes).	Incluido
Escritos en inglés.	Incluido
Texto completo disponible en base de datos digital.	Excluido
Fecha de publicación del articulo (2003-2023)	Incluido

Fuente: elaboración propia, 2023.

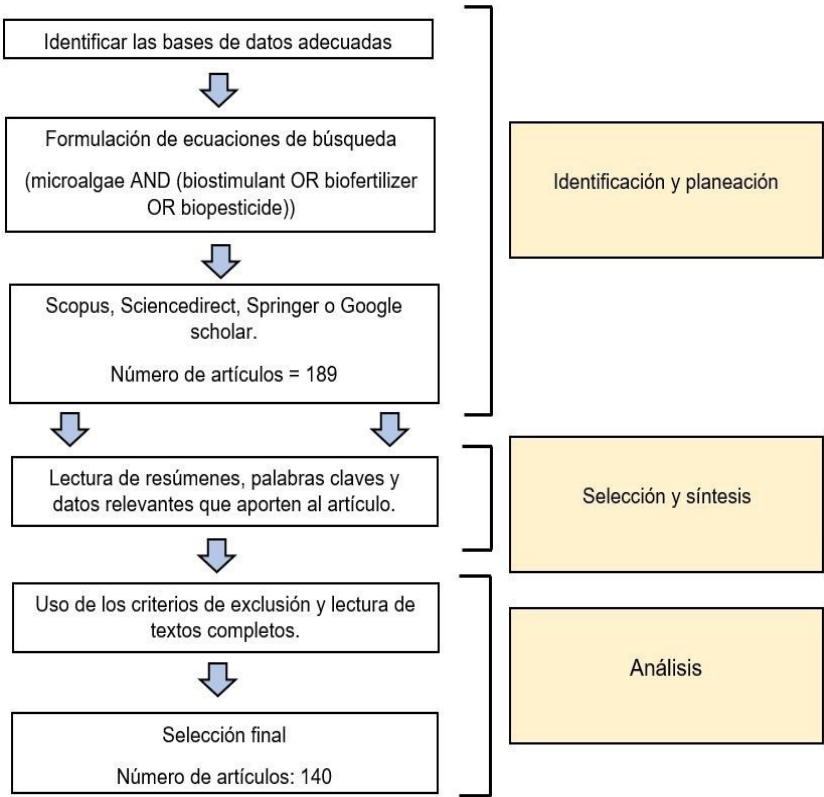


Figura 1.1. Protocolo de investigación de revisión sistemática de la literatura

Fuente: Adaptado de (Pujawan y Bah, 2022)

De todo el espectro generado por la luz solar, solo las longitudes de onda comprendida entre el rango de 400–700 nm, mejor conocida como la radicación fotosintéticamente activa (PAR), es usada por estos organismos, siendo el rojo (600–680 nm) y el azul (420–470 nm) los más eficaces (Masojídek et al., 2021).

El fotoperiodo (luz/oscuridad) puede variar entre 8/16, 12/12, 16/8 y 24/0 horas, el cual es modificable según el objetivo del estudio (Amini Khoeyi et al., 2012). Se ha reportado que para la especie *Nannochloropsis* sp., un fotoperiodo de 20/4 mejora la concentración de biomasa hasta de un 140,96 % respecto a uno de 12/12, mientras que para *Verrucodesmus verrucosus* bajo un fotoperiodo de 12/12 se evidenció un máximo contenido de lípidos hasta de un 50,4 % (Deng et al., 2019; Vélez-Landa et al., 2021). Para las especies *Isochrysis galbana* y *Nannochloropsis oculata*, una intensidad lumínica mayor a 100 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ aumenta el contenido de lípidos, y para las especies *Chlorella* sp. y *Nannochloropsis* sp. una intensidad lumínica de 10000 lux disminuye el contenido de lípidos en la biomasa producida (Brindhadevi et al., 2021).

La temperatura para el cultivo de estos organismos varía de acuerdo con la especie: de manera general se encuentra entre en el rango de 28° – 32° C, y valores superiores a 35° C impiden el crecimiento (Hernández-Pérez y Labbé, 2014). En cuanto al medio de cultivo, debe contener macro y micronutrientes (como carbono, nitrógeno, fósforo, manganeso, zinc, cobalto, cadmio, molibdeno, níquel y potasio, entre otros) para la formación celular y enzimas necesarias para el transporte de cargas, fijación y circulación del CO₂ (Al-Jabri et al., 2020; K. Li et al., 2019; Lim et al., 2021) (Tabla 1.2). La distribución, aprovechamiento y disponibilidad de estos compuestos están limitadas por el pH del medio, el cual puede variar según

la especie. El rango óptimo para su desarrollo se encuentra entre 6,5 – 9,0 (Brindhadevi et al., 2021).

Tabla 1.2. Función de los macronutrientes en el desarrollo de microalgas y cianobacterias

Elemento	Forma asimilable por las microalgas	Funciones	Fuentes
Carbono	Dióxido de carbono	Fotosíntesis, multiplicación y producción de biomasa	(Yaakob et al., 2021)
Nitrógeno	Nitrato, nitrito, urea y amonio	Síntesis de proteínas, lípidos y carbohidratos	(Zarrinmehr et al., 2020)
Fósforo	Polifosfatos y ortofosfatos	Producción de ADN, ARN, ATP, transferencia de energía, transducción de señales, fotosíntesis, protección celular y acumulación de metales	(Atiku et al., 2016; Procházková et al., 2014; Yang et al., 2018)
Potasio	Fosfato monopotásico	Mantener la presión osmótica y el equilibrio iónico	(Nurhayati et al., 2018; Yu et al., 2021)

Nota. Ácido desoxirribonucleico (ADN), ácido ribonucleico (ARN) y adenosín trifosfato (ATP). Fuente: Elaboración propia, 2023.

Composición de las aguas residuales y su potencial uso en el cultivo de microalgas y cianobacterias

Las aguas residuales son efluentes líquidos resultantes de actividades humanas caracterizadas por su contenido contaminante. Su composición varía según la fuente, destacando la necesidad de tratamientos adecuados para prevenir impactos negativos en el medio ambiente y la salud pública. En las aguas residuales se encuentran diferentes tipos de microorganismos, sólidos suspendidos y sustancias tanto orgánicas como inorgánicas (Amaro et al., 2023), y

se clasifican en agrícolas, municipales e industriales (Henze et al., 2019). Las aguas residuales presentan variadas características según su origen, abarcando sectores como procesamiento de alimentos, fabricación de productos químicos, actividades agrícolas, producción textil, generación de energía, extracción minera, entre otros. Cada fuente específica imprime a estos efluentes una composición única, subrayando la necesidad de enfoques personalizados en su tratamiento (Wollmann et al., 2019) (Tabla 1.3).

Tabla 1.3. Características de aguas residuales según su origen

Origen	Características		Fuente
Agua residual de cervecería	pH	3 - 12	(Amenorfenyo et al., 2019)
	Temperatura (C°)	18 - 40	
	DBO (mg/L)	1200 - 3600	
	DQO (mg/L)	2000 - 6000	
	Elementos	P, N y C	
	SST (mg/L)	2901 - 3000	
Agua residual doméstica	pH	7,5 - 8,5	(Kitanou et al., 2021)
	Temperatura (C°)	21,5 - 27	
	DBO (mg/L)	275 - 470	
	DQO (mg/L)	527 - 647	
	Elementos	N, P y C	
	SST (mg/L)	397 - 457	
Agua residual porcina cribada	pH	6,3	(Chen et al., 2021)
	Temperatura (C°)	No registra	
	DBO (mg/L)	2000	
	DQO (mg/L)	5500	
	Elementos	N, P y C	
	SST (mg/L)	No registra	

Agua residual de mina de carbono	pH	8,2	(Dlamini et al., 2021)
	Temperatura (C°)	No registra	
	DBO (mg/L)	123,2	
	DQO (mg/L)	1557	
	Elementos	P, S, C y Ca	
	SST (mg/L)	No registra	
Agua residual procedente de desperdicios de alimentos ^a	pH	10,20 – 7,80	(Ma et al., 2020)
	Temperatura (C°)	34,3 – 30,4	
	DBO (mg/L)	165,25 – 100,15	
	DQO (mg/L)	210,30 – 160,35	
	Elementos	S, N, P, Fe y Zn	
	SST (mg/L)	360,30 – 210,30	

Nota. Demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO) y solidos suspendidos totales (SST). ^aLos rangos de las características tomadas corresponde a solo los valores máximos recopilados en el estudio. Fuente: Elaboración propia, 2023.

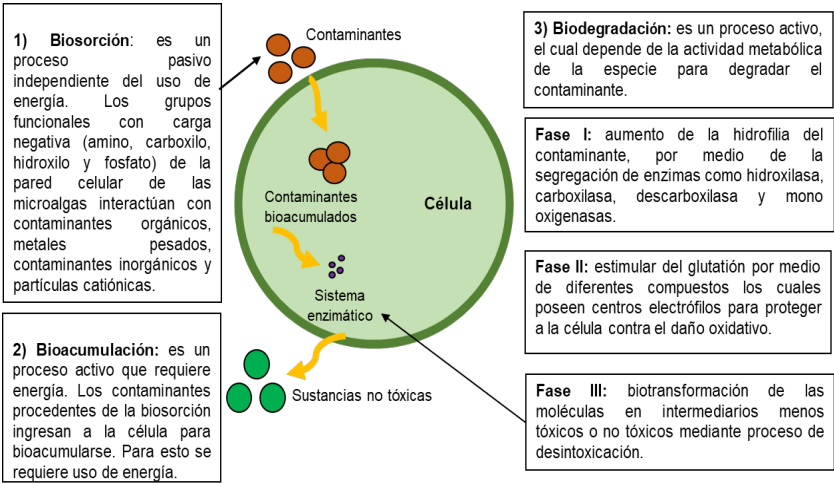


Figura 1.2. Mecanismo de remoción de contaminantes a través del metabolismo microalgal

Fuente: Adaptado de (Abdelfattah et al., 2023; Hashmi et al., 2023).

Tratamiento de las aguas residuales empleando microalgas y cianobacterias

El uso de las microalgas y cianobacterias para la remoción de contaminantes es llevado a cabo en tres formas principalmente: bio-sorción, bioacumulación y biodegradación (Abdelfattah et al., 2023) (Figura 1.2).

Biosorción

Es considerado un proceso pasivo en el que la capacidad sorbente es realizada por un material biológico que concentra y aglutina los contaminantes presentes en el agua (El-Amier et al., 2021). Este proceso consiste en una transferencia de masa en la que un material líquido se adhiere a la superficie de un sólido a través de procesos fisicoquímicos y que se evidencia en diversos mecanismos: precipitación, intercambio iónico, complejación superficial, interacción electrostática, absorción y adsorción (Chia et al., 2020). Existen fenómenos que subyacen a esta biosorción y que requieren de un biosorbente y sorbato disperso en el agua. La afinidad que presenta el biosorbente hacia el sorbato es la fuerza motriz de la atracción de las especies de sorbato y su respectiva capacidad total es la causante del número de moléculas de sorbato (El-Sheekh et al., 2020; Mustafa et al., 2021). Este proceso continúa hasta que exista un equilibrio entre la sustancia adsorbida y su concentración restante en el líquido. El grado de afinidad que presenta el biosorbente por una sustancia en particular es el causante de su distribución presente entre la fase sólida y líquida (Mantzourou et al., 2018).

Diferentes especies químicas presentes en la pared celular de las microalgas, como el carboxilo, hidroxilo y el sulfato, actúan como

puntos de unión, siendo también eficaces intercambiadores de iones metálicos y adsorbentes de sustancias orgánicas procedentes de las aguas residuales (Soto-Ramírez et al., 2021), y otras estructuras como lípidos, proteínas y ácidos nucleicos, los cuales pueden ser depositados en la superficie celular (Kim, 2015).

Bioacumulación

Es un proceso metabólico activo que hace uso de diversos sustratos en el lumen celular y requiere de energía para llevarse a cabo, siendo más lento que la biosorción que no la requiere. La bioacumulación es llevada a cabo por células vivas, las cuales tienen como fin desintoxicar contaminantes, por medio de la captura o metabolización de éstos. Es considerado un procedimiento esencial para la eliminación de contaminantes orgánicos e inorgánicos (sulfatos, nitratos, fosfatos y pesticidas), ya que son sustancias que pueden ser transferidas al interior de la célula (Mustafa et al., 2021).

La bioacumulación y la biosorción son procesos diferentes, sin embargo, cuantificar los contaminantes biosorbidos y bioacumulados es complejo, pues estos procesos son intercambiados dinámicamente en las microalgas (Rempel et al., 2021). Las microalgas y las cianobacterias pueden resistir a la presencia de contaminantes gracias a la adaptación que estas presentan; además, las microalgas demuestran una tolerancia a una amplia gama de contaminantes procedentes de sectores domésticos, agrícolas e industriales (Mojiri et al., 2020; Wu et al., 2012).

Biodegradación

Los procesos principales de la biodegradación realizados por microalgas o cianobacterias se dividen en dos categorías que se pueden desarrollar intracelular, extracelular o de ambas formas:

(I) Degradación metabólica, en la que los contaminantes sirven como donante/receptor de electrones y fuente de carbono para las microalgas y (II) La degradación cometabólica que utiliza enzimas no específicas para degradar los contaminantes con un aporte adicional de carbono y energía (Leng et al., 2020; Tiwari et al., 2017).

El proceso de biodegradación de contaminantes orgánicos desarrollado por estos microorganismos se da en tres etapas: (I) Aumento de hidrofilia del contaminante mediante la adición o desenmascaramiento de un grupo hidroxilo a través de reacciones de oxidación-reducción, o por hidrólisis mediante la generación de enzimas tales como hidroxilasa, carboxilasa, descarboxilasa y monooxigenasa. (II) Estimulación de la conjugación del glutatión por medio de diferentes compuestos, los cuales poseen centros electrófilos para proteger a la célula contra el daño oxidativo debido a la presencia de enzimas como las glutatión-S-transferasas y las glucosiltransferasas, y en la última etapa, biotransformación de las moléculas en intermediarios menos tóxicos o no tóxicos mediante un proceso de desintoxicación llevado a cabo por un grupo de enzimas como deshidrogenasa, lacasa, transferasa, hidrolasa, pirofosfatasa y deshidratasa (Abdelfattah et al., 2023).

Por medio de los procesos anteriormente mencionados se han reportado tasas de remoción eficientes para diversos contaminantes, entre el 79,02 – 98,20 %. Estos procesos en su gran mayoría son llevados a cabo a escala laboratorio, empleando diferentes condiciones operacionales (Alazaiza et al., 2023; Fard y Mehrnia, 2017; Salgado et al., 2023), como se evidencia en la Tabla 1.4.

Tabla 1.4. Microalgas y cianobacterias con capacidad de remover contaminantes

Especie	Contaminante removido	Tipo de reactor	Escala del experimento	Fuente
<i>Micratinium reisseri</i>	Nitrógeno total, fósforo total y carbón orgánico total	Batch	Laboratorio	(Ji et al., 2014)
<i>Chlorella vulgaris</i>	Mercurio	Membrana Dinámica	Laboratorio	(Fard & Mehrnia, 2017)
<i>Chlorella vulgaris</i>	Demanda química de oxígeno-DQO, ortofosfatos y NH ₃ -N	Batch	Laboratorio	(Alazaiza et al., 2023)
<i>Chlorella vulgaris</i>	Nitrógeno y fósforo	Fotobiorreactor	Laboratorio	(Salgado et al., 2023)
<i>Scenedesmus dimorphus</i> , <i>S. quadricauda</i> , <i>Desmodesmus armatus</i> y <i>Chlorella</i> sp.	Fosfato, amonio, nitrato, dióxido de carbono, CO, NO _x y SO ₂	Laguna	Piloto	(Lage y Gentili, 2023)
<i>Chlorella vulgaris</i> y <i>Scenedesmus acutus</i> Meyen	<i>Perfringens</i> y <i>Staphylococcus</i> spp.	Batch	Laboratorio	(Ruas et al., 2022)
<i>Chlorella vulgaris</i>	Níquel	Membrana Dinámica	Laboratorio	(Emamshoushtari et al., 2022)
<i>Chlorella vulgaris</i>	Óxido de Níquel	Batch	Laboratorio	(Gong et al., 2011)
<i>Chlorella vulgaris</i>	Cromo	Fotobiorreactor de membrana	Laboratorio	(Lu et al., 2021)

Fuente: elaboración propia, 2023.

Uso de las microalgas en la agricultura

Biofertilizantes

Los biofertilizantes son productos que contienen microorganismos vivos o latentes (como bacterias, hongos y microalgas), solos o combinados (Bhardwaj et al., 2014) y representan una alternativa a los fertilizantes químicos. Los microorganismos fotosintéticos presentan diferentes ventajas, ya que aumentan la fertilidad del suelo mediante la fijación de nitrógeno atmosférico y liberan nutrientes en el suelo (Mahapatra et al., 2018). La biomasa de microalgas se considera un fertilizante orgánico de liberación lenta que evita las pérdidas de nutrientes del suelo a través de una liberación gradual de macro y micronutrientes. Investigaciones reportan que después de la fertilización con biomasa microalgal, el nitrógeno disponible para las plantas aumentó de 14 a 41 % después de 63 días (Mulbry et al., 2005).

La biomasa algal producida en los procesos de tratamiento de aguas residuales puede ser aprovechada por la industria agrícola (Amenorfenyo et al., 2019), siendo convertida en diferentes productos como biofertilizantes que aportan nutrientes, mejoran la retención de agua y de componentes minerales en los suelos agrícolas (Bhardwaj et al., 2014; Mukherjee et al., 2016). Se ha reportado que la microalga *Acutodesmus dimorphus* fue empleada en la germinación, desarrollo y producción de fruto en *Solanum lycopersicum*, evidenciando una rápida germinación, desarrollo de estructuras y número de flores en las plantas, respecto a procesos de germinación en suelo donde no se empleaban las microalgas (García-González y Sommerfeld, 2016). Adicionalmente, se ha comprobado que estos organismos poseen la capacidad de generar un impacto benéfico en los niveles de nitrógeno, fósforo y potasio en raíces y brotes, promoviendo un notable aumento en el desarrollo de los granos de

Triticum spp. Este fenómeno se refleja en el incremento del peso total de la planta (entre el 7,4 % y el 33 %), y un aumento del 10 % en el peso de la espiga (Renuka et al., 2016) (Tabla 5).

Bioestimulantes

Los bioestimulantes son compuestos que mejoran la productividad de los cultivos actuando directamente sobre las plantas, independientemente de su contenido en nutrientes. Se trata de un grupo de compuestos orgánicos que mejoran la productividad de los cultivos mediante el aumento de la absorción de nutrientes en las plantas, impartiendo resistencia al estrés biótico y abiótico, mejorando la eficiencia del uso del agua, reforzando el sistema radicular y manteniendo procesos fisiológicos como la respiración, la actividad fotosintética y la síntesis de ácidos nucleicos (Bello et al., 2021; Gitau et al., 2022). Se han identificado microalgas con varias sustancias bioestimulantes como compuestos fenólicos, compuestos imitadores de fitohormonas, terpenoides, y polisacáridos, entre otros (Gebser y Pohnert, 2013; Stirk, Bálint, et al., 2013; Stirk, Ördög, et al., 2013, 2013; Tate et al., 2013).

Sobre este punto se ha reportado que las microalgas *Chlamydomonas reinhardtii* y *Chlorella* sp. tuvieron efectos positivos en el cultivo de la especie *Solanum lycopersicum* al ser aplicados como bioestimulante, provocando un desarrollo rápido a través de un aumento en la floración, fotosíntesis, capacidad reproductiva y un mayor diámetro como peso del fruto (Gitau et al., 2022) (Tabla 5).

Biopesticidas

Los plaguicidas producidos de forma natural se denominan bio-plaguicidas y han despertado interés porque son una alternativa a los plaguicidas sintéticos para la protección de las plantas. En los

últimos años se ha sugerido el uso de microalgas como biopesticidas para reducir o incluso sustituir el uso de productos químicos sintéticos para el control de plagas (Casanova et al., 2023; J. A. V. Costa et al., 2019; Gonçalves, 2021).

Las microalgas, y especialmente las cianobacterias, pueden considerarse uno de los principales agentes biológicos para el control de hongos patógenos y enfermedades transmitidas por el suelo en las plantas, ya que producen metabolitos secundarios que generalmente corresponden a estructuras químicas de bajo peso molecular con actividad biocida, actividad antifúngica, antibiótica y acción contra nemátodos (Righini et al., 2019, 2022). Estas actividades se atribuyen a compuestos fenólicos, carbohidratos, proteínas, aceites, saponinas, aleloquímicos, péptidos ricos en nitrógeno y sesquiterpenos (Tabla 5).

Para identificar microalgas con potencial biopesticida es importante realizar un cribado contra diferentes patógenos vegetales relevantes para la agricultura. Se ha observado que los extractos de *Nannochloropsis* sp. inhiben el crecimiento micelial de *Fusarium graminearum* (Scaglioni et al., 2019). *Anabaena* sp. muestra actividad antimicrobiana contra *Botrytis cinerea*, la causa del moho gris poscosecha en varios cultivos (Righini et al., 2019). Diversas cepas de *Chlorella* funcionan como fungicidas naturales contra varios hongos patógenos (Valcareggi Morcelli et al., 2021). Además, los extractos obtenidos de *Tetrademus obliquus*, *Chlorella protothecoides* y *Chlorella vulgaris* cultivadas en aguas residuales han demostrado efectos antimicrobianos, ofreciendo un enfoque integrado para el desarrollo de biopesticidas como proceso auxiliar a la biorremediación de aguas residuales (Ferreira et al., 2021).

Alimentación animal

En la actualidad, las microalgas son empleadas como alimento vivo en actividades acuícolas gracias a su composición nutritiva (Nagappan et al., 2021; Valente et al., 2021), reportando un contenido de 39-71 % de proteína, 3-33 % de lípidos y 10-57 % de carbohidratos, como almidones, celulosa y polisacáridos (Yan et al., 2013). Los beneficios que representa su uso en aves y ganado son: (i) efecto reductor del colesterol en los animales; (ii) mejoran la respuesta inmunitaria; (iii) aumentan la calidad de la leche y el rendimiento productivo de las vacas; (iv) favorecen el crecimiento animal y mejoran la calidad de la carne y los huevos; (v) ofrecen resistencia a las enfermedades gracias a su acción antivírica y antibacteriana; (vi) mejoran la función intestinal; (vii) enriquecen la colonización de probióticos y aumentan la conversión alimenticia. Además, recientemente se ha demostrado que los piensos a base de algas aumentan el rendimiento reproductivo y ayudan a controlar el peso (D. F. A. Costa et al., 2016, 2016; Wells et al., 2017) (Tabla 1.5).

Actualmente, el uso de microalgas como suplemento alimentario se practica en muchos países asiáticos como Japón, Filipinas, China y Corea (Camacho et al., 2019). Además, existen iniciativas de este tipo que actualmente se encuentran en fase de investigación y desarrollo y están aumentando en tamaño y número. El uso de materias primas microalgales también se ha extendido a Estados Unidos y el Reino Unido (Novoveská et al., 2019); alrededor del 30 % de la producción mundial de biomasa microalgal se vende para aplicaciones de alimentación animal. Sin embargo, queda mucho camino por recorrer antes de que la producción de piensos a base de microalgas sea sostenible y económicamente viable por los altos costos de escalado.

Tabla 1.5. Uso de microalgas y cianobacterias en la agricultura

Especie	Aplicación	Resultados	Fuente
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Antifúngico	Inhibió el crecimiento de <i>Sclerotium rolfsii</i> hasta un $32,01 \pm 4,82$ %	(Schmid et al., 2022)
<i>Spirulina</i> sp.	Biofertilizante	Desarrollo rápido de las plantas y aumento del peso seco en plántulas.	(Wuang et al., 2016)
<i>Chlorella vulgaris</i>	Biofertilizante	Incremento en el crecimiento de semillas de <i>Solanum</i> y <i>lycopersicum</i> y <i>Cucumis sativus</i> .	(Bumandalai & Tserennadmid, 2019)
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Biofertilizante	Aumento de contenido de materia orgánica en el suelo.	(Alvarenga et al., 2023)
<i>Oscillatoria</i> sp.	Bioestimulante	Efecto positivo similar al producido por auxinas.	(Morillas-España, Bermejo, et al., 2022)
<i>Chlorella vulgaris</i>	Bioestimulante	Aumento en un 3,5 % en la germinación de semillas de <i>Nasturtium officinale</i> y promovió en un 220 % y 493 % el desarrollo de raíces adventicias en <i>Glycine max</i> .	(Morillas-España, Ruiz-Nieto, et al., 2022)
<i>Scenedesmus</i> sp. y <i>Leptolyngbya</i> sp.	Bioestimulante y antibacteriano	Control de enfermedades causadas por <i>Clavibacter michiganensis subsp.</i> y fortalecimiento de a través de ácido salicílico por medio de aplicación foliar.	(Toribio et al., 2021)
<i>Spirulina</i> sp. y <i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Alimento animal	Mejora del rumen.	(D. F. A. Costa et al., 2016)

<i>Scenedesmus</i>	Bioestimulante	Secreción de sustancias análogas a la hormona auxina y citoquinina.	(Cho et al., 2022)
<i>Chlorella</i> sp.	Antibacteriano	Inhibir el crecimiento de bacterias gram negativas y positivas.	(Gupta et al., 2013)
<i>Tetraselmis striata</i>	Alimento animal	Presentó un alto contenido de proteína, aminoácidos y ácido eicosapentaenoico para alimento de peces.	(Patrino et al., 2022)
<i>Chlorella vulgaris</i>	Bioestimulante	Aumento en el contenido de: clorofila, carotenoide, fenol y flavonoides en <i>Brassica napus</i> var. <i>Pabularia</i> .	(Park et al., 2022)
<i>Chlamydomonas applanata</i> y <i>Chlorella vulgaris</i>	Biofertilizante	Aumento en el peso fresco, crecimiento, longitud de hoja, raíz y clorofila en la especie <i>Triticum aestivum</i> .	(Sido et al., 2022)
<i>Acutodesmus dimorphus</i>	Biofertilizante y bioestimulante	Germinación rápida de semillas, mayor altura, número de flores, ramas por planta y mejora en el crecimiento de plántulas de la especie vegetal <i>Solanum lycopersicum</i> 'Roma'.	(García-González y Sommerfeld, 2016)
<i>Scenedesmus</i> sp.	Bioestimulante	Aumento en el índice de germinación en semillas de <i>Nasturtium officinale</i> .	(Navarro-López et al., 2020)
<i>A. platensis</i> , <i>D. salina</i> y <i>Porphyridium</i> sp.	Bioestimulante	Mejoraron el número de nodos, peso seco de brotes y longitud de brotes en un 75 %, 46,6 % y 25,26 %, respectivamente en comparación con el control.	(Rachidi et al., 2020)

<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> y <i>Chlorella sorokiniana</i>	Bioestimulante	Mayor desarrollo del sistema radicular, captación de nutrientes y brotes a comparación del control en la especie vegetal <i>Zea mays</i> .	(Martini et al., 2021)
<i>Nostoc</i> sp.	Pesticida	Inducción de defensas vegetales contra <i>Caenorhabditis elegans</i> a través de extractos metanólicos.	(Biondi et al., 2004)
Inóculo de cianobacterias compuesto por <i>Aulosira fertilissima</i> , <i>Anabaena sphaerica</i> , <i>Nostoc hatei</i> , <i>Cylindrospermum majus</i> y <i>Westiellopsis prolifica</i>	Biofertilizante	Aumento de la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, aumento de los rendimientos de grano y paja en la especie <i>Oryza sativa</i> .	(Jha y Prasad, 2006)
Flóculos microalgales-bacterianos y <i>Nannochloropsis oculata</i>	Biofertilizante	Aumento de la disponibilidad de amonio, fósforo y potasio en el suelo y mejora del fruto en la especie <i>Solanum lycopersicum</i> .	(Coppens et al., 2016)

Fuente: Elaboración propia, 2023.

Estado de la propiedad intelectual de desarrollos con aplicaciones agrícolas basados en microalgas

Al realizar una búsqueda de las patentes relacionadas con desarrollo de biofertilizantes, bioestimulantes o biopesticidas basados en microalgas o cianobacterias empleando la ecuación de búsqueda MICROALGAE AND (FERTILIZER OR (BIOSTIMULANT OR BIOPESTICIDE)), se observa un incremento en los últimos 15 años (Figura

1.3). En este tiempo se han registrado 2346 patentes, mostrando el interés que tiene la comunidad científica y empresarial en las aplicaciones de las microalgas en el sector agrícola (Tabla 1.6).

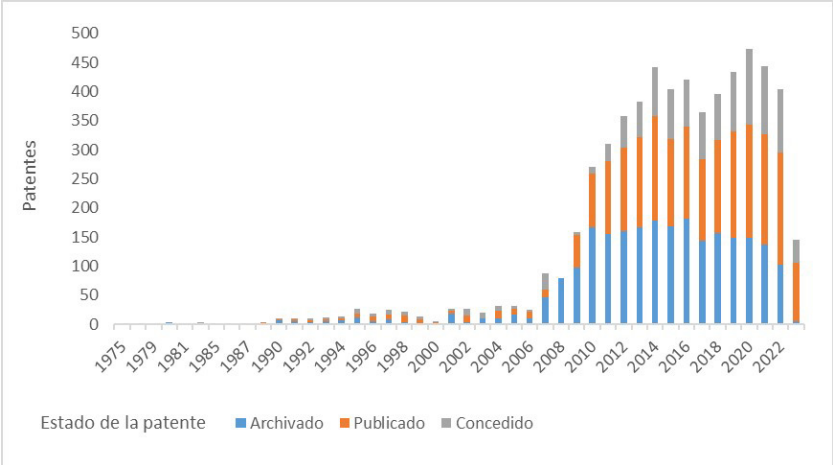


Figura 1.3. Estado de patentes desde el año 1975 hasta el año 2023
Elaboración propia a partir de datos de (Cambia, 2023).

Tabla 1.6. Propietarios de patentes relacionados con desarrollos basados en microalgas o cianobacterias con aplicaciones agrícolas

Nombre de la compañía o entidad	Cantidad de patentes
Heliae Development LLC	97
Corbion Biotech INC	49
Terravia Holdings INC	27
Virent INC	25
Bio Architecture Lab INC	19
Genifuel Corporation	19
Kilimanjaro Energy INC	18
Amvac Chemical Corporation	16
Indigo Ag INC	16
Monsanto Technology LLC	14

Elaboración propia a partir de datos de (Cambia, 2023).

Perspectivas e investigaciones futuras

El tratamiento de aguas residuales por medio de microalgas y cianobacterias ha despertado interés de investigadores por los resultados promisorios que han exhibido del 2012 a la fecha. La biomasa microbiana producida en diferentes tipos de biorreactores puede ser empleada para fines agrícolas y otros productos de alto valor. La falta de adopción de estas tecnologías se atribuye a problemas en los sistemas de escalado, los cuales requieren de un área relativamente amplia, como lo es el caso de las lagunas de algas de alta tasa (HRAP) que presentan elevadas pérdidas a causa de la evaporación (Acién et al., 2016; Garfí et al., 2017; Young et al., 2017).

La escasa penetración de la luz solar, debido al elevado contenido de sólidos y a la dispersión de la luz en estos sistemas, actúa como un inhibidor para el desarrollo de microalgas. Además, las microalgas necesitan un suministro constante de nutrientes para llevar a cabo eficientemente la producción de biomasa (Mohammed et al., 2013; Torres-Franco et al., 2021). Así mismo, se debe tener en cuenta el tiempo en la fase de adaptación, con variables a controlar como tipo de reactor, propósito del tratamiento (acondicionamiento antes de proceso biológico o medio para remoción completa del contaminante), composición del agua residual y las condiciones ambientales de operación (Dahmani et al., 2016; Franchino et al., 2013; Garfí et al., 2017; Godos et al., 2010; Posadas et al., 2015).

Investigaciones recientes proponen el uso de sistemas en donde las microalgas y otros organismos como bacterias y hongos desarrollen relaciones simbióticas, dando como resultado el intercambio de nutrientes que permiten reducir los tiempos de adaptación, logrando mejoras en los procesos de biorremediación de aguas residuales (Abdelfattah et al., 2023; Chia et al., 2020; S. Li et al., 2022).

Conclusiones

Una gran cantidad de productos basados en biomasa de microalgas o cianobacterias pueden ser desarrollados para el sector agrícola, especialmente como promotores del crecimiento de las plantas y fertilizantes. Actualmente existe una gran cantidad de investigaciones publicadas relacionadas con la producción de biomasa de microalgas; sin embargo, la forma sostenible de lograr una alta productividad está lejos de ser una realidad debido a los altos costos asociados al mantenimiento de los cultivos de microalgas (principalmente necesidades específicas de iluminación y temperatura), haciendo que los productos obtenidos sean de alto costo y difícil acceso para los pequeños productores. Estos retos contrarrestan los beneficios que aporta la biomasa de microalgas para aplicaciones agrícolas puesto que se requieren de bioprocesos sostenibles. La integración de la biorremediación de aguas residuales empleando el cultivo de microalgas y el despliegue de estrategias para el uso de la biomasa se ha identificado como una opción sostenible. Por esto es necesario plantear investigaciones relacionadas con las técnicas de escalado y formas alternativas de reciclaje de nutrientes que vuelvan viable este proceso para su masificación en los procesos agrícolas.

Referencias

Abdelfattah, A., Ali, S. S., Ramadan, H., El-Aswar, E. I., Eltawab, R., Ho, S.-H., Elsamahy, T., Li, S., El-Sheekh, M. M., Schagerl, M., Kornaros, M., & Sun, J. (2023). Microalgae-based wastewater treatment: Mechanisms, challenges, recent advances, and prospects. *Environmental Science and Ecotechnology*, 13, 100205. <https://doi.org/10.1016/j.es.2022.100205>

- Abdel-Hakim, S. G., Shehata, A. S. A., Moghannem, S. A., Qadri, M., El-Ghany, M. F. A., Abdeldaym, E. A., & Darwish, O. S. (2023). Nanoparticulate Fertilizers Increase Nutrient Absorption Efficiency and Agro-Physiological Properties of Lettuce Plant. *Agronomy*, 13(3), 691. <https://doi.org/10.3390/agronomy13030691>
- Acien, F. G., Gómez-Serrano, C., Morales-Amaral, M. M., Fernández-Sevilla, J. M., & Molina-Grima, E. (2016). Wastewater treatment using microalgae: How realistic a contribution might it be to significant urban wastewater treatment? *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(21), 9013–9022. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7835-7>
- Alazaiza, M. Y. D., He, S., Su, D., Abu Amr, S. S., Toh, P. Y., & Bashir, M. J. K. (2023). Sewage Water Treatment Using Chlorella Vulgaris Microalgae for Simultaneous Nutrient Separation and Biomass Production. *Separations*, 10(4), 229. <https://doi.org/10.3390/separations10040229>
- Al-Jabri, H., Das, P., Khan, S., Thaher, M., & AbdulQuadir, M. (2020). Treatment of Wastewaters by Microalgae and the Potential Applications of the Produced Biomass—A Review. *Water*, 13(1), 27. <https://doi.org/10.3390/w13010027>
- Alvarenga, P., Martins, M., Ribeiro, H., Mota, M., Guerra, I., Cardoso, H., & Silva, J. L. (2023). Evaluation of the fertilizer potential of Chlorella vulgaris and Scenedesmus obliquus grown in agricultural drainage water from maize fields. *Science of The Total Environment*, 861, 160670. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160670>
- Álvarez-González, A., Uggetti, E., Serrano, L., Gorchs, G., Escolà Casas, M., Matamoros, V., Gonzalez-Flo, E., & Díez-Montero, R. (2023). The potential of wastewater grown microalgae for agricultural purposes: Contaminants of emerging con-

- cern, heavy metals, and pathogens assessment. *Environmental Pollution*, 324, 121399. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121399>
- Amaro, H. M., Salgado, E. M., Nunes, O. C., Pires, J. C. M., & Esteves, A. F. (2023). Microalgae systems—Environmental agents for wastewater treatment and further potential biomass valorisation. *Journal of Environmental Management*, 337, 117678. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117678>
- Amenorfenyo, D. K., Huang, X., Zhang, Y., Zeng, Q., Zhang, N., Ren, J., & Huang, Q. (2019). Microalgae Brewery Wastewater Treatment: Potentials, Benefits, and the Challenges. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(11), 1910. <https://doi.org/10.3390/ijerph16111910>
- Amini Khoeyi, Z., Seyfabadi, J., & Ramezanpour, Z. (2012). Effect of light intensity and photoperiod on biomass and fatty acid composition of the microalgae, *Chlorella vulgaris*. *Aquaculture International*, 20(1), 41–49. <https://doi.org/10.1007/s10499-011-9440-1>
- Atiku, H., Mohamed, R., Al-Gheethi, A., Wurochekke, A., & Kassim, A. H. M. (2016). Harvesting of microalgae biomass from the phycoremediation process of greywater. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(24), 24624–24641. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7456-9>
- Bello, A. S., Saadaoui, I., & Ben-Hamadou, R. (2021). “Beyond the Source of Bioenergy”: Microalgae in Modern Agriculture as a Biostimulant, Biofertilizer, and Anti-Abiotic Stress. *Agronomy*, 11(8), 1610. <https://doi.org/10.3390/agronomy11081610>
- Bhardwaj, D., Ansari, M. W., Sahoo, R. K., & Tuteja, N. (2014). Biofertilizers function as key player in sustainable agriculture by improving soil fertility, plant tolerance and crop productivity. *Microbial Cell Factories*, 13(1), 66. <https://doi.org/10.1186/1475-2859-13-66>

- Biondi, N., Piccardi, R., Margheri, M. C., Rodolfi, L., Smith, G. D., & Tredici, M. R. (2004). Evaluation of *Nostoc* Strain ATCC 53789 as a Potential Source of Natural Pesticides. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(6), 3313–3320. <https://doi.org/10.1128/AEM.70.6.3313-3320.2004>
- Brindhadevi, K., Mathimani, T., Rene, E. R., Shanmugam, S., Chi, N. T. L., & Pugazhendhi, A. (2021). Impact of cultivation conditions on the biomass and lipid in microalgae with an emphasis on biodiesel. *Fuel*, 284, 119058. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119058>
- Bumandalai, O., & Tserennadmid, R. (2019). Effect of *Chlorella vulgaris* as a biofertilizer on germination of tomato and cucumber seeds. *International Journal of Aquatic Biology*, 7(2). <https://doi.org/10.22034/ijab.v7i2.582>
- Camacho, F., Macedo, A., & Malcata, F. (2019). Potential Industrial Applications and Commercialization of Microalgae in the Functional Food and Feed Industries: A Short Review. *Marine Drugs*, 17(6), 312. <https://doi.org/10.3390/md17060312>
- Cambia. (2023). *Lens.org*. <https://www.lens.org/>
- Casanova, L. M., Macrae, A., De Souza, J. E., Neves Junior, A., & Vermelho, A. B. (2023). The Potential of Allelochemicals from Microalgae for Biopesticides. *Plants*, 12(9), 1896. <https://doi.org/10.3390/plants12091896>
- Chen, R.-F., Wu, L., Zhong, H.-T., Liu, C.-X., Qiao, W., & Wei, C.-H. (2021). Evaluation of electrocoagulation process for high-strength swine wastewater pretreatment. *Separation and Purification Technology*, 272, 118900. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.118900>
- Chia, W. Y., Ying Tang, D. Y., Khoo, K. S., Kay Lup, A. N., & Chew, K. W. (2020). Nature's fight against plastic pollution: Algae for plastic biodegradation and bioplastics production. *Envi-*

- ronmental Science and Ecotechnology*, 4, 100065. <https://doi.org/10.1016/j.es.2020.100065>
- Cho, G., Jo, G. S., Lee, Y., & Kwak, Y.-S. (2022). Effect of *Scenedesmus* sp. CHK0059 on Strawberry Microbiota Community. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 32(7), 862–868. <https://doi.org/10.4014/jmb.2205.05016>
- Coppens, J., Grunert, O., Van Den Hende, S., Vanhoutte, I., Boon, N., Haesaert, G., & De Gelder, L. (2016). The use of microalgae as a high-value organic slow-release fertilizer results in tomatoes with increased carotenoid and sugar levels. *Journal of Applied Phycology*, 28(4), 2367–2377. <https://doi.org/10.1007/s10811-015-0775-2>
- Costa, D. F. A., Quigley, S. P., Isherwood, P., McLennan, S. R., & Poppi, D. P. (2016). Supplementation of cattle fed tropical grasses with microalgae increases microbial protein production and average daily gain. *Journal of Animal Science*, 94(5), 2047–2058. <https://doi.org/10.2527/jas.2016-0292>
- Costa, J. A. V., Freitas, B. C. B., Cruz, C. G., Silveira, J., & Morais, M. G. (2019). Potential of microalgae as biopesticides to contribute to sustainable agriculture and environmental development. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 54(5), 366–375. <https://doi.org/10.1080/03601234.2019.1571366>
- Dagnaisser, L. S., Dos Santos, M. G. B., Rita, A. V. S., Chaves Cardoso, J., De Carvalho, D. F., & De Mendonça, H. V. (2022). Microalgae as Bio-fertilizer: A New Strategy for Advancing Modern Agriculture, Wastewater Bioremediation, and Atmospheric Carbon Mitigation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 233(11), 477. <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05917-x>
- Dahmani, S., Zerrouki, D., Ramanna, L., Rawat, I., & Bux, F. (2016). Cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* in outdoor open race-way pond using domestic wastewater as medium in arid

- desert region. *Bioresource Technology*, 219, 749–752. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.019>
- Deng, X., Chen, B., Xue, C., Li, D., Hu, X., & Gao, K. (2019). Biomass production and biochemical profiles of a freshwater microalga *Chlorella kessleri* in mixotrophic culture: Effects of light intensity and photoperiodicity. *Bioresource Technology*, 273, 358–367. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.032>
- Dlamini, N. G., Basson, A. K., & Pullabhotla, V. S. R. (2021). Synthesis and Application of FeCu Bimetallic Nanoparticles in Coal Mine Wastewater Treatment. *Minerals*, 11(2), 132. <https://doi.org/10.3390/min11020132>
- Dmytryk, A., & Chojnacka, K. (2018). Algae As Fertilizers, Biostimulants, and Regulators of Plant Growth. En K. Chojnacka, P. P. Wieczorek, G. Schroeder, & I. Michalak (Eds.), *Algae Biomass: Characteristics and Applications* (pp. 115–122). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-74703-3_10
- Do, J.-M., Jo, S.-W., Kim, I.-S., Na, H., Lee, J. H., Kim, H. S., & Yoon, H.-S. (2019). A Feasibility Study of Wastewater Treatment Using Domestic Microalgae and Analysis of Biomass for Potential Applications. *Water*, 11(11), 2294. <https://doi.org/10.3390/w11112294>
- El-Amier, Y. A., Elsayed, A., El-Esawi, M. A., Noureldeen, A., Darwish, H., & Fakhry, H. (2021). Optimizing the Biosorption Behavior of *Ludwigia stolonifera* in the Removal of Lead and Chromium Metal Ions from Synthetic Wastewater. *Sustainability*, 13(11), 6390. <https://doi.org/10.3390/su13116390>
- El-Sheekh, M. M., Metwally, M. A., Allam, N., & Hemdan, H. E. (2020). Simulation Treatment of Industrial Wastewater Using Microbiological Cell Immobilization Technique. *Iranian Journal of Science and Technology, Transactions A: Science*, 44(3), 595–604. <https://doi.org/10.1007/s40995-020-00866-8>

- Emamshoushtari, M. M., Helchi, S., Pajoum Shariati, F., Lotfi, M., & Hemmati, A. (2022). An investigation into the efficiency of microalgal dynamic membrane photobioreactor in nickel removal from synthesized vegetable oil industry wastewater: A water energy nexus case study. *Energy Nexus*, 7, 100116. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100116>
- Fard, G. H., & Mehrnia, M. R. (2017). Investigation of mercury removal by Micro-Algae dynamic membrane bioreactor from simulated dental wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(1), 366–372. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.11.031>
- Ferreira, A., Melkonyan, L., Carapinha, S., Ribeiro, B., Figueiredo, D., Avetisova, G., & Gouveia, L. (2021). Biostimulant and biopesticide potential of microalgae growing in piggy wastewater. *Environmental Advances*, 4, 100062. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100062>
- Franchino, M., Comino, E., Bona, F., & Riggio, V. A. (2013). Growth of three microalgae strains and nutrient removal from an agro-zootechnical digestate. *Chemosphere*, 92(6), 738–744. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.04.023>
- Garcia-Gonzalez, J., & Sommerfeld, M. (2016). Biofertilizer and biostimulant properties of the microalga *Acutodesmus dimorphus*. *Journal of Applied Phycology*, 28(2), 1051–1061. <https://doi.org/10.1007/s10811-015-0625-2>
- Garfí, M., Flores, L., & Ferrer, I. (2017). Life Cycle Assessment of wastewater treatment systems for small communities: Activated sludge, constructed wetlands and high-rate algal ponds. *Journal of Cleaner Production*, 161, 211–219. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.116>
- Gebser, B., & Pohnert, G. (2013). Synchronized Regulation of Different Zwitterionic Metabolites in the Osmoadaptation of

- Phytoplankton. *Marine Drugs*, 11(6), 2168–2182. <https://doi.org/10.3390/md11062168>
- Gitau, M. M., Farkas, A., Ördög, V., & Maróti, G. (2022). Evaluation of the biostimulant effects of two Chlorophyta microalgae on tomato (*Solanum lycopersicum*). *Journal of Cleaner Production*, 364, 132689. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132689>
- Godos, I. D., Vargas, V. A., Blanco, S., González, M. C. G., Soto, R., García-Encina, P. A., Becares, E., & Muñoz, R. (2010). A comparative evaluation of microalgae for the degradation of piggery wastewater under photosynthetic oxygenation. *Bioresource Technology*, 101(14), 5150–5158. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.010>
- Gonçalves, A. L. (2021). The Use of Microalgae and Cyanobacteria in the Improvement of Agricultural Practices: A Review on Their Biofertilising, Biostimulating and Biopesticide Roles. *Applied Sciences*, 11(2), 871. <https://doi.org/10.3390/app11020871>
- Gong, N., Shao, K., Feng, W., Lin, Z., Liang, C., & Sun, Y. (2011). Bio-toxicity of nickel oxide nanoparticles and bioremediation by microalgae *Chlorella vulgaris*. *Chemosphere*, 83(4), 510–516. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.12.059>
- Gupta, V., Ratha, S. K., Sood, A., Chaudhary, V., & Prasanna, R. (2013). New insights into the biodiversity and applications of cyanobacteria (blue-green algae)—Prospects and challenges. *Algal Research*, 2(2), 79–97. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2013.01.006>
- Hashmi, Z., Bilad, M. R., Fahrurrozi, Zaini, J., Lim, J. W., & Wibi-sono, Y. (2023). Recent Progress in Microalgae-Based Technologies for Industrial Wastewater Treatment. *Fermentation*, 9(3), 311. <https://doi.org/10.3390/fermentation9030311>
- Henze, M., Van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (2019). *Biological Wastewater Treatment: Prin-*

- ciples, *Modeling and Design*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780408613>
- Hernández-Pérez, A., & Labbé, J. I. (2014). Microalgas, cultivo y beneficios. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49(2), 157-173. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572014000200001>
- Hussain, F., Shah, S. Z., Ahmad, H., Abubshait, S. A., Abubshait, H. A., Laref, A., Manikandan, A., Kusuma, H. S., & Iqbal, M. (2021). Microalgae an ecofriendly and sustainable wastewater treatment option: Biomass application in biofuel and bio-fertilizer production. A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 137, 110603. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110603>
- Jha, M. N., & Prasad, A. N. (2006). Efficacy of New Inexpensive Cyanobacterial Biofertilizer Including its Shelf-life. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 22(1), 73-79. <https://doi.org/10.1007/s11274-005-7024-9>
- Ji, M.-K., Kabra, A. N., Salama, E.-S., Roh, H.-S., Kim, J. R., Lee, D. S., & Jeon, B.-H. (2014). Effect of mine wastewater on nutrient removal and lipid production by a green microalga *Microcystis aeruginosa* from concentrated municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 157, 84-90. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.087>
- Johansen, M. N. (Ed.). (2012). *Microalgae: Biotechnology, microbiology, and energy*. Nova Science Publisher's.
- Kim, S.-K. (Ed.). (2015). *Springer Handbook of Marine Biotechnology*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-53971-8>
- Kitanou, S., Ayyoub, H., El-Ghizizel, S., Belhamidi, S., Taky, M., & Elmidaoui, A. (2021). Membrane bioreactor for domestic wastewater treatment: energetic assessment. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 240, 55-62. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27675>

- Kumar, M., & Ralph, P. (Eds.). (2017). *Systems Biology of Marine Ecosystems* (1st ed. 2017). Springer International Publishing: Imprint: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-62094-7>
- Lage, S., & Gentili, F. G. (2023). Chemical composition and species identification of microalgal biomass grown at pilot-scale with municipal wastewater and CO₂ from flue gases. *Chemosphere*, 313, 137344. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137344>
- Leng, L., Wei, L., Xiong, Q., Xu, S., Li, W., Lv, S., Lu, Q., Wan, L., Wen, Z., & Zhou, W. (2020). Use of microalgae-based technology for the removal of antibiotics from wastewater: A review. *Chemosphere*, 238, 124680. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124680>
- Li, K., Liu, Q., Fang, F., Luo, R., Lu, Q., Zhou, W., Huo, S., Cheng, P., Liu, J., Addy, M., Chen, P., Chen, D., & Ruan, R. (2019). Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery: A review. *Bioresource Technology*, 291, 121934. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121934>
- Li, S., Luo, S., & Guo, R. (2013). Efficiency of CO₂ fixation by microalgae in a closed raceway pond. *Bioresource Technology*, 136, 267-272. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.025>
- Li, S., Show, P. L., Ngo, H. H., & Ho, S.-H. (2022). Algae-mediated antibiotic wastewater treatment: A critical review. *Environmental Science and Ecotechnology*, 9, 100145. <https://doi.org/10.1016/j.esse.2022.100145>
- Lim, Y. A., Chong, M. N., Foo, S. C., & Ilankoon, I. M. S. K. (2021). Analysis of direct and indirect quantification methods of CO₂ fixation via microalgae cultivation in photobioreactors: A critical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 137, 110579. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110579>
- Lu, M.-M., Gao, F., Li, C., & Yang, H.-L. (2021). Response of mi-

- croalgae *Chlorella vulgaris* to Cr stress and continuous Cr removal in a membrane photobioreactor. *Chemosphere*, 262, 128422. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128422>
- Ma, J., Wu, S., Shekhar, N. V. R., Biswas, S., & Sahu, A. K. (2020). Determination of Physicochemical Parameters and Levels of Heavy Metals in Food Wastewater with Environmental Effects. *Bioinorganic Chemistry and Applications*, 2020, 1-9. <https://doi.org/10.1155/2020/8886093>
- Mahapatra, D. M., Chanakya, H. N., Joshi, N. V., Ramachandra, T. V., & Murthy, G. S. (2018). Algae-Based Biofertilizers: A Biorefinery Approach. In D. G. Panpatte, Y. K. Jhala, H. N. Shelat, & R. V. Vyas (Eds.), *Microorganisms for Green Revolution* (Vol. 7, pp. 177-196). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7146-1_10
- Mantzorou, A., Navakoudis, E., Paschalidis, K., & Ververidis, F. (2018). Microalgae: A potential tool for remediating aquatic environments from toxic metals. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(8), 1815-1830. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1783-y>
- Martini, F., Beghini, G., Zanin, L., Varanini, Z., Zamboni, A., & Ballottari, M. (2021). The potential use of *Chlamydomonas reinhardtii* and *Chlorella sorokiniana* as biostimulants on maize plants. *Algal Research*, 60, 102515. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102515>
- Masojídek, J., Ranglová, K., Lakatos, G. E., Silva Benavides, A. M., & Torzillo, G. (2021). Variables Governing Photosynthesis and Growth in Microalgae Mass Cultures. *Processes*, 9(5), 820. <https://doi.org/10.3390/pr9050820>
- Mengist, W., Soromessa, T., & Legese, G. (2020). Ecosystem services research in mountainous regions: A systematic literature review on current knowledge and research gaps. *Science of The*

- Total Environment*, 702, 134581. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134581>
- Mohammed, K., Ahammad, Z. S., Sallis, P. J., & Mota, C. R. (2013). *Optimisation of red light-emitting diodes irradiance for illuminating mixed microalgal culture to treat municipal wastewater*. 263–270. <https://doi.org/10.2495/WS130221>
- Mojiri, A., Baharlooeian, M., Kazeroon, R. A., Farraji, H., & Lou, Z. (2020). Removal of Pharmaceutical Micropollutants with Integrated Biochar and Marine Microalgae. *Microorganisms*, 9(1), 4. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9010004>
- Morillas-España, A., Bermejo, R., Abdala-Díaz, R., Ruiz, Á., Lafarga, T., Acién, G., & Fernández-Sevilla, J. M. (2022). Biorefinery Approach Applied to the Production of Food Colourants and Biostimulants from *Oscillatoria* sp. *Biology*, 11(9), 1278. <https://doi.org/10.3390/biology11091278>
- Morillas-España, A., Ruiz-Nieto, Á., Lafarga, T., Acién, G., Arbib, Z., & González-López, C. V. (2022). Biostimulant Capacity of *Chlorella* and *Chlamydomonium* Species Produced Using Wastewater and Centrate. *Biology*, 11(7), 1086. <https://doi.org/10.3390/biology11071086>
- Mukherjee, C., Chowdhury, R., Sutradhar, T., Begam, M., Ghosh, S. M., Basak, S. K., & Ray, K. (2016). Parboiled rice effluent: A wastewater niche for microalgae and cyanobacteria with growth coupled to comprehensive remediation and phosphorus biofertilization. *Algal Research*, 19, 225–236. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.09.009>
- Mulbry, W., Westhead, E. K., Pizarro, C., & Sikora, L. (2005). Recycling of manure nutrients: Use of algal biomass from dairy manure treatment as a slow-release fertilizer. *Biore-source Technology*, 96(4), 451–458. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.05.026>

- Mustafa, S., Bhatti, H. N., Maqbool, M., & Iqbal, M. (2021). Microalgae biosorption, bioaccumulation and biodegradation efficiency for the remediation of wastewater and carbon dioxide mitigation: Prospects, challenges, and opportunities. *Journal of Water Process Engineering*, 41, 102009. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102009>
- Nagappan, S., Das, P., AbdulQuadir, M., Thaher, M., Khan, S., Mahata, C., Al-Jabri, H., Vatland, A. K., & Kumar, G. (2021). Potential of microalgae as a sustainable feed ingredient for aquaculture. *Journal of Biotechnology*, 341, 1–20. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2021.09.003>
- Navarro-López, E., Cerón-García, M. D. C., López-Rodríguez, M., Acién-Fernández, F. G., & Molina-Grima, E. (2020). Biostimulants obtained after pilot-scale high-pressure homogenization of *Scenedesmus* sp. Grown in pig manure. *Algal Research*, 52, 102123. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.102123>
- Novoveská, L., Ross, M. E., Stanley, M. S., Pradelles, R., Wasiolek, V., & Sassi, J.-F. (2019). Microalgal Carotenoids: A Review of Production, Current Markets, Regulations, and Future Direction. *Marine Drugs*, 17(11), 640. <https://doi.org/10.3390/md17110640>
- Nurhayati, I., Ratnawati, R., & Sugito. (2018). Effects of potassium and carbon addition on bacterial algae bioremediation of boezem water. *Environmental Engineering Research*, 24(3), 495–500. <https://doi.org/10.4491/eer.2018.270>
- Osorio-Reyes, J. G., Valenzuela-Amaro, H. M., Pizaña-Aranda, J. J. P., Ramírez-Gamboa, D., Meléndez-Sánchez, E. R., López-Arellanes, M. E., Castañeda-Antonio, Ma. D., Coronado-Apodaca, K. G., Gomes Araújo, R., Sosa-Hernández, J. E., Melchor-Martínez, E. M., Iqbal, H. M. N., Parra-Saldivar, R., & Martínez-Ruiz, M. (2023). Microalgae-Based Biotechnology as Alternative Biofertilizers for Soil Enhancement and

- Carbon Footprint Reduction: Advantages and Implications. *Marine Drugs*, 21(2), 93. <https://doi.org/10.3390/md21020093>
- Park, Y. J., Park, J.-E., Truong, T. Q., Koo, S. Y., Choi, J.-H., & Kim, S. M. (2022). Effect of *Chlorella vulgaris* on the Growth and Phytochemical Contents of “Red Russian” Kale (*Brassica napus* var. *Pabularia*). *Agronomy*, 12(9), 2138. <https://doi.org/10.3390/agronomy12092138>
- Pathak, J., Rajneesh, Maurya, P. K., Singh, S. P., Häder, D.-P., & Sinha, R. P. (2018). Cyanobacterial Farming for Environment Friendly Sustainable Agriculture Practices: Innovations and Perspectives. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00007>
- Patrinou, V., Daskalaki, A., Kampantais, D., Kanakis, D. C., Economou, C. N., Bokas, D., Kotzamanis, Y., Aggelis, G., Vayenas, D. V., & Tekerlekopoulou, A. G. (2022). Optimization of Cultivation Conditions for *Tetraselmis striata* and Biomass Quality Evaluation for Fish Feed Production. *Water*, 14(19), 3162. <https://doi.org/10.3390/w14193162>
- Posadas, E., Morales, M. D. M., Gomez, C., Acien, F. G., & Muñoz, R. (2015). Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. *Chemical Engineering Journal*, 265, 239–248. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.12.059>
- Procházková, G., Brányiková, I., Zachleder, V., & Brányik, T. (2014). Effect of nutrient supply status on biomass composition of eukaryotic green microalgae. *Journal of Applied Phycology*, 26(3), 1359–1377. <https://doi.org/10.1007/s10811-013-0154-9>
- Pujawan, I. N., & Bah, A. U. (2022). Supply chains under COVID-19 disruptions: Literature review and research agenda. *Supply Chain Forum: An International Journal*, 23(1), 81–95. <https://doi.org/10.1080/16258312.2021.1932568>

- Rachidi, F., Benhima, R., Sbabou, L., & El Arroussi, H. (2020). Microalgae polysaccharides bio-stimulating effect on tomato plants: Growth and metabolic distribution. *Biotechnology Reports*, 25, e00426. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00426>
- Rempel, A., Gutkoski, J. P., Nazari, M. T., Biolchi, G. N., Cavanhi, V. A. F., Treichel, H., & Colla, L. M. (2021). Current advances in microalgae-based bioremediation and other technologies for emerging contaminants treatment. *Science of The Total Environment*, 772, 144918. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144918>
- Renuka, N., Prasanna, R., Sood, A., Ahluwalia, A. S., Bansal, R., Babu, S., Singh, R., Shivay, Y. S., & Nain, L. (2016). Exploring the efficacy of wastewater-grown microalgal biomass as a biofertilizer for wheat. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(7), 6608–6620. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5884-6>
- Righini, H., Baraldi, E., García Fernández, Y., Martel Quintana, A., & Roberti, R. (2019). Different Antifungal Activity of *Anabaena* sp., *Ecklonia* sp., and *Jania* sp. Against *Botrytis cinerea*. *Marine Drugs*, 17(5), 299. <https://doi.org/10.3390/md17050299>
- Righini, H., Francioso, O., Martel Quintana, A., & Roberti, R. (2022). Cyanobacteria: A Natural Source for Controlling Agricultural Plant Diseases Caused by Fungi and Oomycetes and Improving Plant Growth. *Horticulturae*, 8(1), 58. <https://doi.org/10.3390/horticulturae8010058>
- Ruas, G., Farias, S. L., Dos Reis, B. A. B., Serejo, M. L., Da Silva, G. H. R., & Boncz, M. Á. (2022). Removal of *Clostridium perfringens* and *Staphylococcus* spp. in Microalgal–Bacterial Systems: Influence of Microalgal Inoculum and CO₂/O₂ Addition. *Water*, 15(1), 5. <https://doi.org/10.3390/w15010005>
- Salgado, E. M., Esteves, A. F., Gonçalves, A. L., & Pires, J. C. M. (2023).

- Microalgal cultures for the remediation of wastewaters with different nitrogen to phosphorus ratios: Process modelling using artificial neural networks. *Environmental Research*, 231, 116076. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116076>
- Savci, S. (2012). An Agricultural Pollutant: Chemical Fertilizer. *International Journal of Environmental Science and Development*, 73-80. <https://doi.org/10.7763/IJESD.2012.V3.191>
- Scaglioni, P. T., Pagnussatt, F. A., Lemos, A. C., Nicolli, C. P., Del Ponte, E. M., & Badiale-Furlong, E. (2019). Nannochloropsis sp. And Spirulina sp. As a Source of Antifungal Compounds to Mitigate Contamination by Fusarium graminearum Species Complex. *Current Microbiology*, 76(8), 930-938. <https://doi.org/10.1007/s00284-019-01663-2>
- Schmid, B., Coelho, L., Schulze, P. S. C., Pereira, H., Santos, T., Maia, I. B., Reis, M., & Varela, J. (2022). Antifungal properties of aqueous microalgal extracts. *Bioresource Technology Reports*, 18, 101096. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101096>
- Sido, M. Y., Tian, Y., Wang, X., & Wang, X. (2022). Application of microalgae Chlamydomonas applanata M9V and Chlorella vulgaris S3 for wheat growth promotion and as urea alternatives. *Frontiers in Microbiology*, 13, 1035791. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1035791>
- Siedenburg, J. (2022). Could microalgae offer promising options for climate action via their agri-food applications? *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 6, 976946. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2022.976946>
- Soto-Ramírez, R., Lobos, M.-G., Córdova, O., Poirrier, P., & Chamy, R. (2021). Effect of growth conditions on cell wall composition and cadmium adsorption in Chlorella vulgaris: A new approach to biosorption research. *Journal of Hazardous Materials*, 411, 125059. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125059>

- Stirk, W. A., Bálint, P., Tarkowská, D., Novák, O., Strnad, M., Ördög, V., & Van Staden, J. (2013). Hormone profiles in microalgae: Gibberellins and brassinosteroids. *Plant Physiology and Biochemistry*, 70, 348–353. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2013.05.037>
- Stirk, W. A., Ördög, V., Novák, O., Rolčík, J., Strnad, M., Bálint, P., & Van Staden, J. (2013). Auxin and cytokinin relationships in 24 microalgal strains. *Journal of Phycology*, 49(3), 459–467. <https://doi.org/10.1111/jpy.12061>
- Su, M., Dell’Orto, M., D’Imporzano, G., Bani, A., Dumbrell, A. J., & Adani, F. (2022). The structure and diversity of microalgae-microbial consortia isolated from various local organic wastes. *Bioresource Technology*, 347, 126416. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126416>
- Sun, Y., Chen, Z., Wu, G., Wu, Q., Zhang, F., Niu, Z., & Hu, H.-Y. (2016). Characteristics of water quality of municipal wastewater treatment plants in China: Implications for resources utilization and management. *Journal of Cleaner Production*, 131, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.068>
- Tate, J. J., Gutierrez-Wing, M. T., Rusch, K. A., & Benton, M. G. (2013). The Effects of Plant Growth Substances and Mixed Cultures on Growth and Metabolite Production of Green Algae *Chlorella* sp.: A Review. *Journal of Plant Growth Regulation*, 32(2), 417–428. <https://doi.org/10.1007/s00344-012-9302-8>
- Tiwari, B., Sellamuthu, B., Ouarda, Y., Drogui, P., Tyagi, R. D., & Buelna, G. (2017). Review on fate and mechanism of removal of pharmaceutical pollutants from wastewater using biological approach. *Bioresource Technology*, 224, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.042>
- Toribio, A. J., Jurado, M. M., Suárez-Estrella, F., López-González, J. A., Martínez-Gallardo, M. R., & López, M. J. (2021). Appli-

- cation of sonicated extracts of cyanobacteria and microalgae for the mitigation of bacterial canker in tomato seedlings. *Journal of Applied Phycology*, 33(6), 3817–3829. <https://doi.org/10.1007/s10811-021-02599-6>
- Torres-Franco, A., Passos, F., Figueredo, C., Mota, C., & Muñoz, R. (2021). Current advances in microalgae-based treatment of high-strength wastewaters: Challenges and opportunities to enhance wastewater treatment performance. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 20(1), 209–235. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09556-8>
- Valcareggi Morcelli, A., Da Silva Andrade, W., Frankenberg, C. L. C., Rech, R., & Marcílio, N. R. (2021). Extraction of Chlorophylls and Carotenoids from Microalgae: COSMO-SAC-Assisted Solvent Screening. *Chemical Engineering & Technology*, 44(7), 1227–1232. <https://doi.org/10.1002/ceat.202100008>
- Valente, L. M. P., Cabrita, A. R. J., Maia, M. R. G., Valente, I. M., Engrola, S., Fonseca, A. J. M., Ribeiro, D. M., Lordelo, M., Martins, C. F., Falcão E Cunha, L., De Almeida, A. M., & Freire, J. P. B. (2021). Microalgae as feed ingredients for livestock production and aquaculture. En *Microalgae* (pp. 239–312). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821218-9.00009-8>
- Valta, K., Kosanovic, T., Malamis, D., Moustakas, K., & Loizidou, M. (2015). Overview of water usage and wastewater management in the food and beverage industry. *Desalination and Water Treatment*, 53(12), 3335–3347. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.934100>
- Vélez-Landa, L., Hernández-De León, H. R., Pérez-Luna, Y. D. C., Velázquez-Trujillo, S., Moreira-Acosta, J., Berrones-Hernández, R., & Sánchez-Roque, Y. (2021). Influence of Light Intensity and Photoperiod on the Photoautotrophic Growth and Lipid Content of the Microalgae *Verrucodesmus*

- verrucosus in a Photobioreactor. *Sustainability*, 13(12), 6606. <https://doi.org/10.3390/su13126606>
- Wang, Y., Ho, S.-H., Cheng, C.-L., Guo, W.-Q., Nagarajan, D., Ren, N.-Q., Lee, D.-J., & Chang, J.-S. (2016). Perspectives on the feasibility of using microalgae for industrial wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 222, 485-497. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.106>
- Wells, M. L., Potin, P., Craigie, J. S., Raven, J. A., Merchant, S. S., Helliwell, K. E., Smith, A. G., Camire, M. E., & Brawley, S. H. (2017). Algae as nutritional and functional food sources: Revisiting our understanding. *Journal of Applied Phycology*, 29(2), 949-982. <https://doi.org/10.1007/s10811-016-0974-5>
- Wollmann, F., Dietze, S., Ackermann, J., Bley, T., Walther, T., Steingroewer, J., & Krujatz, F. (2019). Microalgae wastewater treatment: Biological and technological approaches. *Engineering in Life Sciences*, 19(12), 860-871. <https://doi.org/10.1002/elsc.201900071>
- Wu, Y., Li, T., & Yang, L. (2012). Mechanisms of removing pollutants from aqueous solutions by microorganisms and their aggregates: A review. *Bioresource Technology*, 107, 10-18. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.088>
- Wuang, S. C., Khin, M. C., Chua, P. Q. D., & Luo, Y. D. (2016). Use of Spirulina biomass produced from treatment of aquaculture wastewater as agricultural fertilizers. *Algal Research*, 15, 59-64. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.02.009>
- Yaakob, M. A., Mohamed, R. M. S. R., Al-Gheethi, A., Aswathnarayana Gokare, R., & Ambati, R. R. (2021). Influence of Nitrogen and Phosphorus on Microalgal Growth, Biomass, Lipid, and Fatty Acid Production: An Overview. *Cells*, 10(2), 393. <https://doi.org/10.3390/cells10020393>

- Yan, C., Zhang, L., Luo, X., & Zheng, Z. (2013). Effects of various LED light wavelengths and intensities on the performance of purifying synthetic domestic sewage by microalgae at different influent C/N ratios. *Ecological Engineering*, 51, 24–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.051>
- Yang, F., Xiang, W., Li, T., & Long, L. (2018). Transcriptome analysis for phosphorus starvation-induced lipid accumulation in *Scenedesmus* sp. *Scientific Reports*, 8(1), 16420. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-34650-x>
- Young, P., Taylor, M., & Fallowfield, H. J. (2017). Mini review: High-rate algal ponds, flexible systems for sustainable wastewater treatment. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 33(6), 117. <https://doi.org/10.1007/s11274-017-2282-x>
- Yu, B. S., Sung, Y. J., Hong, M. E., & Sim, S. J. (2021). Improvement of Photoautotrophic Algal Biomass Production after Interrupted CO₂ Supply by Urea and KH₂PO₄ Injection. *Energies*, 14(3), 778. <https://doi.org/10.3390/en14030778>
- Zarrinmehr, M. J., Farhadian, O., Heyrati, F. P., Keramat, J., Koutra, E., Kornaros, M., & Daneshvar, E. (2020). Effect of nitrogen concentration on the growth rate and biochemical composition of the microalga, *Isochrysis galbana*. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 46(2), 153–158. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2019.11.003>

CAPÍTULO 2

Identificación de microorganismos potencialmente catalizadores de compost de hojas con cáscaras frutales

Reales Ruiz, Arley Alexander

Universidad de San Buenaventura seccional Cartagena, Facultad de Ingenierías,
Grupo de Investigación GICI, Colombia. aarealesr@miusbctg.edu.co

Castellón Lambis, Jorge Andrés

Universidad de San Buenaventura seccional Cartagena, Facultad de Ingenierías,
Grupo de Investigación GICI, Colombia. jacastellonl@miusbctg.edu.co

Zuluaga Hernández, Edison Albert

Universidad de San Buenaventura seccional Cartagena, Facultad de Ingenierías,
Grupo de Investigación GICI, Colombia. eazh86@gmail.com

Ríos-Montes, Karina

Universidad de San Buenaventura seccional Cartagena, Facultad de Ciencias de la Salud,
Grupo de Investigación GIMA, Colombia. karina.rios@usbctg.edu.co

Ramírez Wilches, Laura Sofia

Resumen

El compostaje es un proceso biotecnológico que mediante la acción de diversos microorganismos transforma desechos orgánicos mayormente vegetales, en compost, una enmienda natural empleada para enriquecer suelos de cultivo. La principal restricción de dicho proceso concierne al tiempo de maduración del compost, ya que este puede tardar varios meses. La identificación de microorganismos que aceleren y favorezcan el proceso podría optimizar y mejorar la calidad del compostaje, respectivamente. En esta investigación se llevaron a cabo dos procesos de compostaje: uno aerobio y otro parcialmente anaerobio, constituidos por desechos orgánicos como hojas secas (83 %) y cáscaras de banana y papaya (17 %). El monitoreo de la humedad, aireación, temperatura y pH se realizó durante un periodo de dos meses, con una frecuencia de muestreo de dos días. Una vez transcurrido el tiempo de maduración de seis meses se tomaron muestras para la siembra por dilución y aislamiento microbiano, seguido de la tinción de Gram y pruebas bioquímicas para su identificación. Se identificaron bacterias Gram negativas como *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas luteola* y *Chromobacterium violaceum*, así como bacterias Gram positivas correspondientes a *Bacillus mycoides*, *Brevibacillus laterosporus*, *Lactobacillus collinoides*, *Paenibacillus alvei* y *Bacillus firmus*, las cuales podrían tener un papel significativo en la aceleración del tiempo de maduración y el mejoramiento de las propiedades del compost.

Palabras clave

compost, residuos orgánicos, microorganismos, biotecnología, medio ambiente.

Abstract

Composting is a biotechnological process that, through the action of various microorganisms, transforms organic waste, primarily of plant origin, into compost, a natural amendment used to enrich agricultural soils. The main constraint of this process relates to the maturation time of the compost, as it can take several months. The identification of microorganisms that accelerate and favor the process could optimize and improve the quality of compost, respectively. To this end, two composting processes are carried out, one aerobic and one partially anaerobic, consisting of organic waste such as dry leaves (83%) and banana and papaya peels (17%). The monitoring of humidity, aeration, temperature, and pH is carried out over a period of two months, with a sampling frequency of every two days. Once the six-month maturation time has elapsed, samples are taken for dilution plating and microbial isolation, followed by Gram staining, and biochemical tests to identify the present microorganisms. Finally, it is found that Gram-negative bacteria, including *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas luteola*, and *Chromobacterium violaceum*, as well as Gram-positive ones like *Bacillus mycoides*, *Brevibacillus laterosporus*, *Lactobacillus collinoides*, *Paenibacillus alvei*, and *Bacillus firmus*, could play a significant role in accelerating maturation time and improving compost properties.

Keywords

compost, organic waste, microorganisms, biotechnology, environment.

Introducción

En la actualidad, la inadecuada disposición de gran parte de los desechos orgánicos vegetales como hojas, cáscaras de frutas, restos de poda y alimentos, contribuye a la contaminación del ambiente, especialmente el suelo, puesto que en algunos casos estos pueden generar polución a raíz de su incineración o degradación en sitios abiertos (Liu et al., 2022), e incluso, su incorrecta disposición puede contribuir a la generación de gases de efecto invernadero (Oviedo-Ocaña et al., 2023) y producir fenómenos de eutrofización con su consecuente efecto adverso sobre la salud de las personas (Sharma et al., 2019; Xu et al., 2018). Una solución a estas problemáticas consiste en el aprovechamiento de dichos residuos para la producción de compost (Azim et al., 2018) y biocombustibles (Parsaei et al., 2019; Lan et al., 2021; Kour et al., 2019). Estos últimos necesitan un elevado uso de energía, mientras que el compost es más sencillo de producir y emplearse en la generación de fertilizantes y/o abono orgánico.

En la elaboración del compost se mezclan diversos materiales de origen orgánico, siendo los principales aquellos ricos en carbono, generalmente, de color café como las hojas secas; y en nitrógeno, comúnmente de color verde como restos de poda u hojas jóvenes (Campitelli et al., 2014); también se pueden añadir otros desechos orgánicos, como los desechos de animales de crianza (Bohórquez, S. W., 2019). Asimismo, se adicionan otros materiales inorgánicos que aporten macronutrientes (nitrógeno, potasio y fósforo) y micronutrientes (calcio, magnesio, hierro, entre otros) como cáscaras de huevo, bolsas de té, arroz hervido y residuos de alimentos, que son transformados por los microorganismos presentes (Campitelli et al., 2014). Finalmente, el compost madura en contenedores

que pueden estar abiertos (aerobios) o cerrados (anaerobios) durante varios meses, pasando por procesos de mineralización y humificación parcial (Mehta y Sirari, 2018), hasta alcanzar las condiciones que lo convierten en un fertilizante apto para su uso en suelos de cultivo.

La maduración del compost requiere del cuidado constante de variables operacionales, siendo la temperatura, el pH y la humedad, las más importantes (Azim et al., 2018). El compost se debe remover continuamente con el fin de facilitar el tránsito de las corrientes de aire y así evaporar el posible exceso de humedad que pueda causar la putrefacción del material. Este proceso se denomina volteo, y resulta ser indispensable para que el material que se encuentra al interior del compost interaccione con el ambiente, pues solo la parte exterior de este se ve favorecida por esta interacción (Campitelli et al., 2014; Bohórquez, S. W., 2019; Delgado et al., 2019). Los valores recomendados de humedad oscilan entre el 40 % y el 60 % (López-González et al., 2024; Mehta y Sirari, 2018).

El proceso de compostaje abarca cuatro fases inherentes a saber: mesofílica, termofílica, de enfriamiento y de maduración (Saldarriaga et al., 2019). Durante la fase mesofílica se produce la degradación de compuestos solubles a 40 °C, mientras el pH baja debido a la formación de ácidos orgánicos. En la fase termofílica se alcanza la temperatura máxima del proceso entre 70 °C y 80 °C, degradándose ceras, proteínas y hemicelulosa; el pH aumenta a valores básicos leves debido a la generación de amoníaco por la hidrólisis de proteínas (Bohórquez, 2019). En esta fase, es necesario que el compost alcance temperaturas de al menos 55 °C, ya que así se asegura un producto final inocuo (Azim et al., 2018).

En la fase de enfriamiento comienza a ocurrir la degradación de polímeros; la temperatura disminuye hasta alcanzar la del am-

biente, debido a que las reacciones se ralentizan a raíz del agotamiento de los materiales degradados (Campitelli et al., 2014), y se alcanza un pH neutro (Mehta y Sirari, 2018). En la fase final de madurez se forman los ácidos húmicos y ocurren reacciones químicas de condensación y polimerización (Campitelli et al., 2014). De esta forma, un compost se considera realmente maduro cuando no se calienta, permanezca estable en humedad y no absorba nitrógeno del suelo después de que se emplea como fertilizante (Azim et al., 2018).

Normalmente, el compost se genera de forma aerobia, sin embargo, también puede producirse en atmósfera anaerobia. La diferencia entre estos dos procesos se encuentra en el tipo de microorganismos involucrados, ya que ocurren diferentes reacciones sin oxígeno, como la acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Normalmente, en el compost aerobio se pueden encontrar bacterias de los géneros *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Clostridium*, *Flavobacterium* y *Streptomyces*, entre otros; mientras que en el anaerobio se encuentran bacterias como *Clostridium aceticum*, *Acetobacter woodii* y *Clostridium thermoautotrophicum*. Otras diferencias notables radican en la liberación de gases y el tiempo de maduración. El compost derivado de atmósfera aerobia libera principalmente gas carbónico (CO_2) y el compostaje tarda en promedio entre 3 a 6 meses; mientras que de forma anaerobia se libera mayormente gas metano (CH_4) y puede tardar de 6 a 12 meses en madurar (Mehta y Sirari, 2018).

El proceso de producción de compost es importante para aprovechar los desechos orgánicos y utilizarlos como fertilizante. Aunque estos desechos contienen fuentes de nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas, no pueden agregarse directamente al suelo de cultivo. Esto se debe a que pueden inhibir el crecimiento de la

planta al generar bacterias patógenas durante su degradación, causar un desequilibrio de nutrientes o incluso contaminar el suelo en caso de contener metales pesados (Sayara et al., 2020).

Así pues, debido a que el compostaje suele tomar varios meses, podría ser beneficioso considerar la adición de inóculos microbianos benéficos que actúen como catalizadores para acelerar la degradación de materiales orgánicos aprovechables y mejorar las propiedades finales del compost. Es importante asegurarse de que los microorganismos agregados no entren en competencia con los microorganismos nativos para lograr mejores resultados (Liu et al., 2022). La inoculación con microorganismos benéficos en procesos de compostaje ha sido objeto de estudio, demostrando que el aumento en la cantidad de ácidos húmicos en las muestras inoculadas evidencia el carácter catalítico de una carga microbiana activa adecuada (Pauta, 2022). Este estudio abordó la puesta en marcha de un proceso de compostaje aerobio y parcialmente anaerobio con el fin de identificar microorganismos potencialmente catalizadores de residuos lignocelulósicos mezclados con cáscaras frutales. Los resultados obtenidos constituyen un paso previo al diseño y funcionamiento de una planta piloto de compostaje, integrada a la fase dos del macroproyecto titulado: “Manejo integral de residuos lignocelulósicos y orgánicos de la Universidad de San Buenaventura, Cartagena mediante compostaje”.

Materiales y métodos

Elaboración del compost

La totalidad de la materia prima se recolectó dentro de las instalaciones de la Universidad de San Buenaventura seccional Cartagena. Para controlar los posibles factores que afectaran los resultados

como el tipo de microorganismos generados y los tiempos de maduración, y asegurar cierto margen de repetitividad en el experimento, se usaron dos tipos específicos de materia prima definidos por dos elementos: carbono y nitrógeno. Un tipo fue compuesto por hojas secas como material lignocelulósico, rico en carbono y con relación C:N teórica entre 40:80; el otro tipo estuvo compuesto por cáscaras de fruta como el material rico en nitrógeno, con relaciones C:N aproximadas entre 20:49 (Campitelli et al., 2014).

Las hojas secas empleadas se recolectaron en los alrededores de los edificios, los caminos peatonales y en las zonas verdes de la Universidad. Para homogeneizar la recolecta de hojas secas se tomaron solamente las de *Ficus elástica*, conocido como árbol de caucho, ya que es una de las especies con mayor presencia en el campus universitario. El origen de las cáscaras de fruta procedió de los desechos de la cafetería, siendo los residuos de bananos y papaya los más comunes. A estos se les realizó un pretratamiento de limpieza para remover grasas, restos de comida y otros desechos inorgánicos, ya que estos pueden traer consigo patógenos y sustancias químicas que podrían incidir en el compostaje.

Los materiales (hojas y cáscaras) se trituraron hasta alcanzar un tamaño de partícula de 1 a 5 cm (Campitelli et al., 2014), y se adicionaron en un balde de plástico limpio de 5 galones. La cantidad de hojas adicionadas fue de 1000 g, y la de cáscaras de frutas fue de 200 g, manteniendo una relación de cáscaras de papaya y banana de 1:5. Este proceso se realizó por duplicado para determinar si existieron efectos del crecimiento microbiano en condiciones aerobias o parcialmente anaerobias. Uno de los baldes permaneció destapado (compostaje aerobio) y el otro permaneció la mayor cantidad de tiempo cerrado (compostaje parcialmente anaerobio). Los compost

fueron almacenados en un lugar seco y bajo la sombra, con valores de temperatura, presión y humedad promedio de 30 °C, 1 atm y 70 % de humedad, respectivamente. Para optimizar el espacio, el montaje abierto se colocó encima del tapado.

Cada pila se volteó y humedeció inicialmente con 500 mL de agua, y luego se disminuyó la cantidad a 300 mL cada dos días. En el caso del compost cerrado se debió destapar para hacer el volteo y medir los parámetros; no obstante, estuvo expuesto a condiciones atmosféricas mínimas durante 20 minutos aproximadamente. Para el volteo de cada compost se empleó un guante limpio, con el fin de no migrar las diferentes bacterias, contaminar la muestra y disminuir la incertidumbre de los resultados.

Los parámetros de temperatura, pH y humedad de las pilas se midieron así: la temperatura se determinó introduciendo la sonda metálica del termómetro digital (Punzón modelo TP101 con un rango de temperatura de -50 °C hasta +300 °C y una precisión de 0,1°C) en cada compost, durante un minuto, hasta la estabilización del valor; y luego, se limpió con papel estéril y agua. La medición del pH se realizó con un pHmetro marca H&Co modelo PHMETRO PH-009 (con una precisión de 0,1), previamente calibrado con soluciones estándar, empleando una jeringa diferente para cada compost y limpiando la sonda con agua destilada luego de cada uso (Imagen 2.1).

Finalmente, para la medición de la humedad se pesó 10 g de muestra, de cada compost, en una balanza digital (marca comercial Rasgos de 2000 g y precisión de 0,1 g) y se secó en un horno (marca comercial Centrales a 270 °C), en recipientes separados, durante 15 minutos. La diferencia de masa entre la muestra inicial y la pos-

terior al secado correspondió a la cantidad de agua en el material. Los compost se dejaron un tiempo aproximado de 6 meses (168 días desde el 11 de octubre de 2022 hasta el 28 de marzo de 2023).

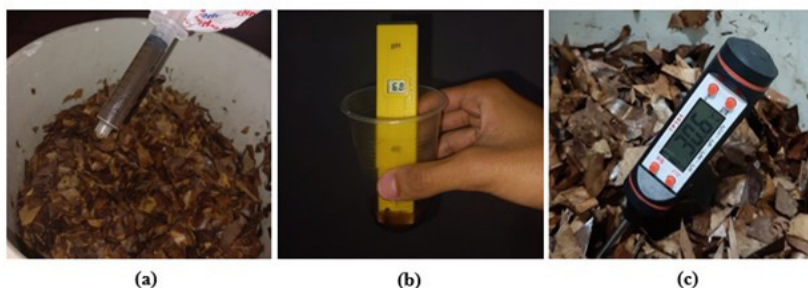


Imagen 2.1. Medición de parámetros de seguimiento en la formación del compost. Extracción del lixiviado (a), Medición del pH del lixiviado (b) y Medición de la temperatura del compost (c)

Fuente: Elaboración propia.

Identificación de los microorganismos

La identificación de los microorganismos se realizó mediante siembra y pruebas bioquímicas. Luego, para el aislamiento de los microorganismos en los dos tipos de compost se siguió la norma NTC 5167 (ICONTEC, 2011). Por cada compost se tomaron muestras en sitios aleatorios de la pila, hasta un total de 10 g, con el fin de abarcar microorganismos dispersos o distribuidos heterogéneamente en el compost. Posteriormente se realizó una dilución 1:10 en agua peptonada estéril al 0,1 %, mezclando ligeramente durante unos minutos y dejando reposar la solución. A partir de dicha solución se realizaron diluciones seriadas hasta 10^{-5} (Imagen 2.2).

La siembra se realizó en atmósfera estéril y por triplicado en placas de agar nutritivo, mediante la técnica de siembra por estría o por agotamiento. El proceso se repitió para todas las disoluciones de cada compost. En total, se obtuvieron 3 placas Petri por cada con-

centración, dando lugar a 30 placas (5 diluciones x 2 tipos de compost x triplicado). Las placas se incubaron a 35 °C durante 48 horas. Las unidades formadoras de colonias se discriminaron cualitativamente y se aislaron por triplicado con base en dicho criterio, en nuevas placas Petri. En todas las placas provenientes de ambos tipos de compost se clasificaron tres tipos de colonias de acuerdo a las características de color y aspecto, así: muestra 1 (M1) caracterizada por colonias incoloras a color blanco (claro); M2 correspondió a tipos de colonias de color beige, y M3 para las colonias blancas (Imagen 2.3). Posteriormente, las diferentes muestras identificadas fueron aisladas por triplicado. En total se repicaron 14 tipos de unidades formadoras de colonia (7 para cada tipo de compost).

Las muestras fueron incubadas en las mismas condiciones; y, posteriormente, se realizó la tinción de Gram según el protocolo empleado por Rodríguez y Arenas (2018) para clasificar morfológicamente las bacterias como Gram negativas o Gram positivas.

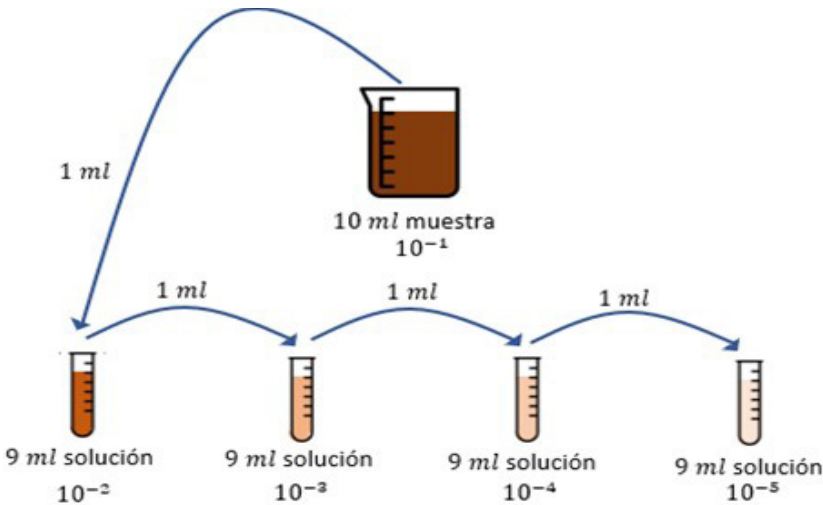


Imagen 2.2. Esquema de disoluciones seriadas de muestras de compost para siembra

Fuente: Elaboración propia.

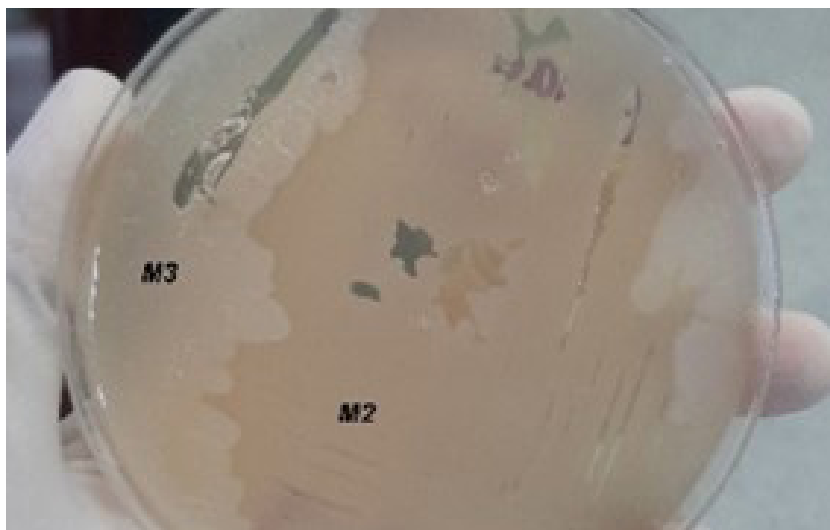


Imagen 2.3. Visualización de las colonias identificadas como M2 y M3

Fuente: propia.

En la identificación de las bacterias Gram negativas se empleó el Kit API® 20 E (Imagen 2.4), ya que la morfología observada correspondió a bacilos. Para esto cada cepa se disolvió en 5 mL de agua destilada estéril, y se depositó en cada pozo de la placa de API® 20 E, siguiendo las instrucciones del fabricante; y se incubó durante 48 horas. Posteriormente, se realizó la identificación mediante el ingreso del respectivo código en la base de datos API WEB. Por otro lado, la identificación de las bacterias Gram positivas se realizó empleando galerías de API® 50 CHB y API® 50 CHL, para las morfologías de bacilos observados.



Imagen 2.4. Muestra de la batería bioquímica empleando el Kit API 20 E

Fuente: propia.

Resultados y discusión

Temperatura del compost

En la Figura 2.1 se puede observar que la temperatura alcanzó un pico de 32,9 °C en el día 5 para el sistema abierto, y de 31,8 °C en el día 3 para el sistema cerrado, lo cual indica que la fase termófila se produjo en los primeros días. Pasado casi un mes, hubo un descenso notable en el parámetro, debido al período menos cálido del año en la ciudad de Cartagena de Indias. Además, se puede observar que los datos se mantuvieron en un rango de valores cercanos a los 30 °C; y la temperatura del sistema abierto se mantuvo casi siempre por encima de la del sistema cerrado. Este parámetro se determinó hasta la fase de maduración, sosteniendo en promedio la tendencia de los valores reportados hasta el día 60. Aunque no se evidencian valores típicos de una fase termofílica, debido posiblemente al tamaño de la pila (montaje a escala de laboratorio), la temperatura alcanzada garantizó el desarrollo de la actividad metabólica microbiana.

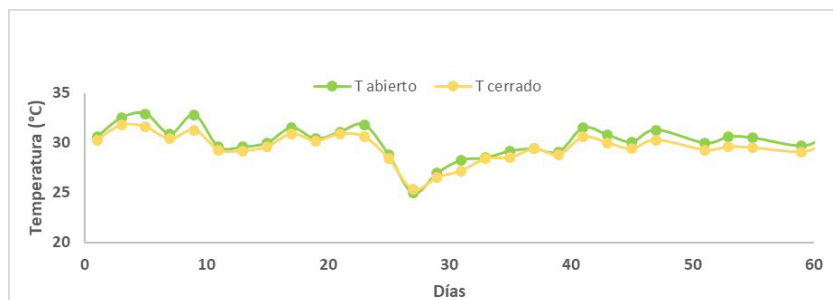


Figura 2.1. Datos de temperatura de los compost

Fuente: Elaboración propia.

El aspecto del compost a los seis meses (Imagen 2.6) difiere notablemente de su aspecto inicial (Imagen 2.1 a y c). El color café oscuro se debe al aumento en la cantidad de humus (Mehta y Sirari, 2018). Además, se puede notar que las hojas tienen un menor tamaño.

Asumiendo que las hojas secas tienen valores de C:N aproximados de 40 (Azim et al., 2018), y las cáscaras de fruta valores de C:N de 35, los cuales corresponden al promedio para restos de fruta (Campitelli et al., 2014). Se puede calcular, con base en las cantidades de los materiales empleados, que la relación inicial de C:N para cada compost fue de 39:1. Esto significa que, estando por encima de la recomendada (30:1), según Campitelli et al., 2014, se logró tener un compost con una terminación aceptable.



**Imagen 2.6. Aspecto físico de los compost madurados por 6 meses.
Sistema abierto (a la izquierda) y sistema cerrado (a la derecha).**

Fuente: propia.

En esta investigación el tiempo de maduración del compost, se alcanzó en 6 meses, lo cual concuerda con los reportados en la literatura para compost con relaciones C:N iniciales mayores a 25, ya que el proceso se ralentiza debido a una mayor cantidad de materiales recalcitrantes típicos en la lignocelulosa (Elhamdouni, et al., 2021; Anyaoha, et al., 2024). La adición de una mayor cantidad de cáscaras de fruta para aumentar la cantidad de materia rica en nitrógeno habría resultado muy seguramente en el mismo hallazgo, debido a

que las cáscaras de fruta poseen valores de C:N mayores a 30 (con base en valores reportados), y, por tanto, esta relación no podría estar por debajo de este valor. La adición de materiales como residuos vegetales, pasto y estiércol podían ayudar a corregir la alta relación inicial de C:N para este compost (Azim et al., 2018).

pH del compost

El pH inicial fue ácido en ambos sistemas, con valores inferiores a 7, aunque no tan distantes entre sí (Figura 2.2). Después de 7 días, estos valores aumentaron hasta alcanzar valores de pH ligeramente básico, entre 7 y 8, y se mantuvieron en este rango hasta la fase de maduración. Elhamdouni et al., (2021) reportaron valores de pH del compost producido en un rango promedio de 7,9-8,1, muy similares a los reportados para el sistema abierto en el presente estudio, indicando que estas condiciones son favorables para mejorar las propiedades biológicas y disponibilidad de cationes en el suelo.

La tendencia del pH del compost abierto fue mayor que la del sistema cerrado. El comportamiento de la curva se mantuvo en un valor promedio de 7,35 respecto al valor óptimo reportado en la literatura, el cual es de 7,0; la estabilización de este parámetro en dicho valor neutral se debe al carácter regulador de pH de los compuestos húmicos formados (Campitelli et al., 2014). Según Elfadil et al., (2020), un buen compost debe permanecer cerca de la neutralidad durante todo el proceso de compostaje, ya que el pH ácido afecta la tasa de respiración de los microorganismos y disminuye la tasa de degradación.

La diferencia de los valores de pH en los dos sistemas podría estar relacionada con la lentitud en la maduración del compost debido a su alta relación C:N. Un proceso más lento implica menores cantidades de productos liberados, y, por ende, menores concentra-

ciones de estos teniendo en cuenta que el pH mide la concentración de los iones H^+ . En cuanto a la diferencia en los valores de pH entre ambos compost, la máxima disparidad fue de 0,8, mientras que la mínima fue de 0. Dicha diferencia poco significativa entre los valores de pH de los compost aerobio y anaerobio fue similar a la reportada por Sánchez-Bernal et al., (2019).

El comportamiento heterogéneo de las curvas de pH puede deberse a la influencia de variables como la concentración de iones y remoción del compost, entre otras. El comportamiento tan similar que siguen las curvas de temperatura se debe probablemente a la poca cantidad de material orgánico empleado, así como a las altas relaciones de C:N iniciales (Anyaocha, et al., 2024), aumentando la susceptibilidad de los montajes respecto a la temperatura del medio ambiente; esto es, que la temperatura del sistema tiene mayor dependencia a los factores externos (temperatura ambiente) que a los internos (reacciones químicas). Bajo esta misma lógica, se puede inferir que la disparidad entre las curvas de pH se debe a que este parámetro tiene mayor dependencia frente a factores internos como la liberación de ácidos orgánicos y amoníaco (Bohórquez, S. W., 2019), mientras que el efecto de los factores externos se podría considerar casi nulo.

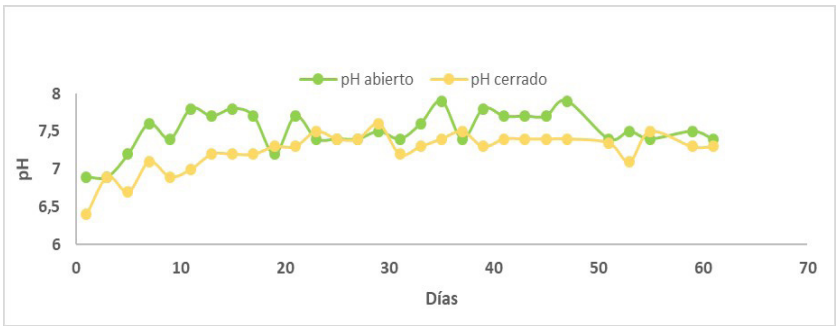


Figura 2.2. Datos de pH de los compost

Fuente: Elaboración propia.

Contenido de humedad

La humedad osciló entre valores de 40 y 60 % durante los primeros días (Figura 2.3). Al cabo de 11 días, la humedad presentó un aumento y se mantuvo la mayor parte del tiempo en un valor cercano al 70 % para ambos compost, es decir, un 10 % por encima del límite de 60 % recomendado en la literatura (Bohórquez, S. W., 2019). Esto se puede explicar por el aumento del volumen del lixiviado a medida de que se daba la transformación de la materia prima, así como por la posible deficiencia en la aireación del sistema aerobio debido a la naturaleza en la geometría del contenedor. Para el sistema parcialmente anaerobio es evidente un valor alto en la humedad a causa del casi nulo ingreso de aire.

Como se puede notar, la medición de los parámetros abarcó solo los 2 primeros meses del proceso de compostaje, debido a la rapidez con la que ocurrieron las etapas del proceso, así como al tiempo de maduración lento como consecuencia de las altas relaciones C:N iniciales. Lo mencionado conlleva obtener una estabilización en los valores de los parámetros observados.

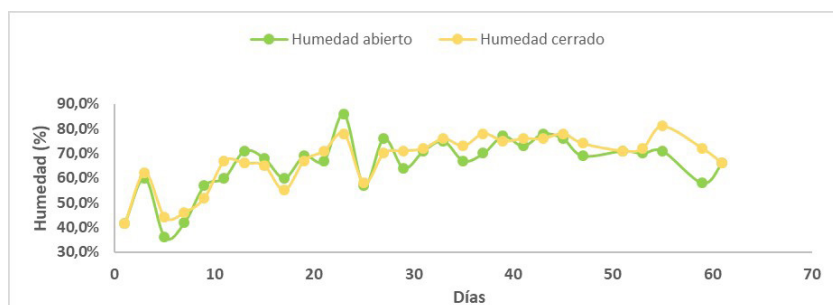


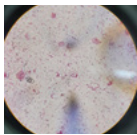
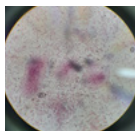
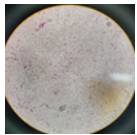
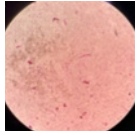
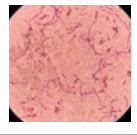
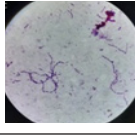
Figura 2.3. Datos de humedad en los compost

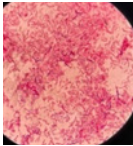
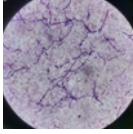
Fuente: Elaboración propia.

Identificación de microorganismos

Las muestras de compost para el cultivo, aislamiento e identificación de los microorganismos se tomaron en el día 168. En la Tabla 1 se puede observar el nombre, clasificación por tinción de Gram, tipo de compost, tipo de muestra e imagen de cada uno de los microorganismos hallados.

Tabla 1. Microorganismos identificados en los compostajes abiertos y cerrados

Microorganismo	Test de Gram	Compost	Muestra	Imagen
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Gram negativa	Cerrado	M2-b	
<i>Pseudomonas luteola</i>	Gram negativa	Cerrado	M1	
<i>Chromobacterium violaceum</i>	Gram negativa	Abierto	M3-b	
<i>Bacillus mycoides</i>	Gram positiva	Cerrado	M3-claro-1	
<i>Brevibacillus laterosporus</i>	Gram positiva	Abierto	M1-claro-1	
<i>Lactobacillus collinoides</i>	Gram positiva	Abierto	M1-oscuro-1	

<i>Paenibacillus alvei</i>	Gram positiva	Cerrado	M1-incolora	
<i>Bacillus firmus</i>	Gram positiva	Abierto	M3-claro-1	

La bacteria *Pseudomonas aeruginosa* se encuentra normalmente en el suelo y en ambientes contaminados con hidrocarburos (Kaszab et al., 2021; Bassetti et al., 2018); produce un pigmento de color azul debido a la segregación de una proteína llamada piocianina, la cual tiene potencial para ser empleada como fungicida (DeBritto et al., 2020). En ese sentido, el uso de esta bacteria podría constituir una estrategia para optimizar la producción de compost de alta calidad con un valor agronómico significativo, al actuar como biocontrolador de posibles fitopatógenos. Bradley y Punja (2010) evaluaron en tres tipos de compost la capacidad de tres especies de *Pseudomonas* spp. para reducir la sobrevivencia, colonización y enfermedad causada por *Fusarium oxysporum*, en plantas de pepino, reportando un alto grado de supresión de la enfermedad y una reducción significativa de la severidad de la enfermedad en aquellos compost que contenían *P. aeruginosa* y *P. fluorescens*. En otro estudio más reciente se reportó que la secuenciación del genoma completo de *P. fluorescens* ha sido fundamental para entender su antagonismo hacia fitopatógenos y su capacidad de colonización eficiente en la rizósfera (Orozco-Mosqueda et al., 2022).

Así mismo, se ha evidenciado que *Pseudomonas aeruginosa*, en combinación con *Zeolita* y *Bacillus subtilis*, pueden actuar como un inoculante al mejorar la curva de temperatura de compostaje de

desechos orgánicos alimenticios frescos mezclados con paja (Grgić et al., 2019). También se ha reportado que *Pseudomonas aeruginosa* AAC1 y CMG4 tienen capacidad para solubilizar fósforo y aumentar el contenido de calcio por unidad de masa en un compost (Ahmad et al., 2022). Es así como, *Pseudomonas aeruginosa* podría considerarse como potencial biocatalizador de compost, debido a su capacidad para mejorar la curva de temperatura, y los valores de fósforo en esta enmienda.

Por otro lado, *P. luteola* se encuentra normalmente en entornos naturales como el agua y el suelo, y rara vez representa una amenaza para la salud (Bunyan et al., 2023). Se ha utilizado para obtener compost con alto contenido de fósforo, a base de adición de roca rica en fosfato, convirtiéndose en una bacteria adecuada para la solubilización de fósforo en el compost (Montoya et al., 2020). Setiyo et al., (2020) reportó que el empleo de *Pseudomonas luteola* en compost logró la degradación de residuos organofosforados de fungicidas e insecticidas hasta en un 85,44 %. La presencia de este microorganismo podría ayudar a aumentar el contenido de fósforo en el compost, así como a mitigar los compuestos contaminantes remanentes de los procesos de fumigación.

Por su parte, la *Chromobacterium violaceum* se encuentra en climas tropicales y subtropicales, en lugares como la tierra y el agua dulce (Alisjahbana et al., 2021). Este microorganismo es poco utilizado como catalizador de compost, ya que la gran mayoría de los estudios encontrados al respecto se centran en el empleo de sus propiedades como degradante de hidrocarburos (Snoussi et al., 2018; Arenas-Soler y Rivera-Alcázar, 2020). No obstante, en el estudio de Martínez Reyes et al. (2018), el empleo de *Chromobacterium violaceum* como biocatalizador, en conjunto con un fertilizante mi-

neral, proporcionó uno de los mejores rendimientos en cosechas de maíz. Debido a que la estructura química de algunos componentes de la lignina como el siringil y el guaiacil son de carácter aromático (Kamimura et al., 2019), y similares a algunos hidrocarburos, este microorganismo podría tener la capacidad de degradar residuos lignocelulósicos provenientes de vegetales.

En un estudio se empleó *Bacillus mycoides* en conjunto con ácidos húmicos para mitigar el estrés por salinidad en plantas (Beleño-Carrillo et al., 2022). Este fenómeno se manifiesta en plantas situadas en terrenos altamente salinos, y puede ocasionar efectos adversos como la disminución en el consumo de macronutrientes (Ali et al., 2022). Actualmente, esta especie es comercializada como un bioproducto para ayudar a la planta a tolerar el estrés abiótico ocasionado por la sequía, y proporciona resistencia al ataque de plagas (AgriLife, 2020).

De *Bacillus firmus* se han reportado sus efectos como bacteria fijadora de nitrógeno (Cuervo Lozada, 2010), además de su capacidad para degradar celulosa (Silva y Díaz, 2016). En el estudio de Zainudin et al., 2013 su empleo como inóculo en compostaje a base de material lignocelulósico proveniente del fruto de la palma de aceite evidenció una disminución de 90-60 días a 40 en el tiempo de maduración. En resumen, este microorganismo posee afinidad para la degradación de materiales lignocelulósicos, como hojas.

Por otro lado, *Brevibacillus laterosporus* es una bacteria aerobia conocida por sus propiedades como bioinsecticida (De Oliveira et al., 2004). Ren et al. (2023) demostró que el empleo de esta bacteria como inóculo en compostaje a base de estiércol de pollo presenta un aumento en las temperaturas de la fase termófila, y una dis-

minución marcada de la relación C:N. De acuerdo con esto, esta especie podría emplearse en compost para contrarrestar el impacto del estrés por salinidad en las plantas, y mejorar la inocuidad del compost maduro, respectivamente. El potencial de especies del género *Brevibacillus* para inducir resistencia contra la marchitez bacteriana en plantas de tomate causada por *Ralstonia solanacearum* también ha sido evaluado recientemente como una alternativa para el manejo y control de enfermedades en plantas (Konappa et al., 2020).

Lactobacillus collinoides se ha encontrado en sedimentos de estanques para peces, el cual constituye un material con propiedades adecuadas para el compostaje (Drózd et al., 2020). Finalmente, en cuanto a *Paenibacillus alvei*, esta bacteria ha sido detectada en compost a base de manzana en descomposición, así como a base de desechos de diferentes animales de crianza, e incluso, en lixiviados de lombricomposta constituidos de estos últimos (de la Mora-Covarrubias et al., 2016). Adicionalmente, esta bacteria ha demostrado ser eficaz como agente de biocontrol de algunos patógenos (Atanasova-Pancevska y Kungulovski, 2018).

Los microorganismos aislados e identificados abarcan un amplio historial de usos biotecnológicos, entre los cuales se encuentran la aceleración del tiempo de compostaje, el mejoramiento de las propiedades fisicoquímicas del suelo, el control de algunos fitopatógenos, y la tolerancia al estrés biótico y abiótico en plantas. Si bien algunas de las bacterias descritas tienen más afinidad para optimizar el compost mayormente lignocelulósico, como es el caso de *Bacillus firmus*, el carácter empírico de esta rama biotecnológica es evidenciado en la influencia poco predecible asociada a las condiciones iniciales, los residuos de partida (tipos de hoja, de cáscara de fruta) y microorganismos nativos que se puedan emplear como

inóculos (individualmente o en consorcio). Esto hace necesario explorar diferentes combinaciones de tipo y concentración de los materiales, así como de microorganismos candidatos con potencial biocatalizador, con la finalidad de obtener los mejores resultados en el proceso de compostaje.

Conclusiones

La velocidad de formación del compost a partir de material lignocelulósico proveniente de hojas secas de árbol de caucho (*Ficus elástica*) y cáscaras de frutas, banano y papaya, es lento y necesita tiempos de maduración iguales o mayores a seis meses, debido a que estos residuos representan una relación C:N aproximada de 39:1, la cual es mayor a la recomendada en la literatura, y, por ende, el proceso de degradación tarda más tiempo.

En cuanto a las bacterias Gram negativas se identificaron tres cepas, siendo *Pseudomonas aeruginosa* la que podría representar un impacto positivo en la reducción del tiempo de maduración, mientras que *Pseudomonas luteola* podría mejorar las propiedades finales del compost al tener la capacidad de degradar pesticidas y poseer afinidad para solubilizar fósforo. Finalmente, *Chromobacterium violaceum* podría ser versátil para la degradación de sustancias orgánicas complejas como la lignina.

Por otro lado, los microorganismos Gram positivos encontrados poseen tendencia para el control biológico de plagas en plantas, como es el caso de *Brevibacillus laterosporus* y *Paenibacillus alvei*; así mismo, *Bacillus mycoides* posee interesantes propiedades para mejorar la resistencia de las plantas ante el fenómeno de estrés ocasionado por condiciones salinas. Por último, el historial de apli-

caciones de *Bacillus firmus* lo convierte en el candidato con mayor potencial para ser empleado como catalizador del compostaje de residuos lignocelulósicos.

Ahora bien, para obtener resultados óptimos referentes a la aceleración del tiempo de maduración y los parámetros fisicoquímicos como la temperatura, pH y humedad, se sugiere realizar el proceso de compostaje con materiales orgánicos cuya relación C:N sea de 25. Además, se recomienda emplear mayor cantidad de materia inicial, a la par de mejorar la aireación de los contenedores, con el objetivo de minimizar la interacción del ambiente con el sistema y evitar la acumulación del lixiviado, respectivamente.

Por último, se hace necesario explorar diferentes combinaciones de materia prima disponible con el fin de determinar la relación más óptima para el proceso de compostaje, junto con microorganismos con potencial biocatalítico que se puedan emplear como inóculos en el proceso (individualmente o en consorcios), de tal manera que el producto final obtenido posea un valor agronómico significativo y de carácter diferencial.

Referencias

- Ahmad, A., Zafar, U., Khan, A., Haq, T., Mujahid, T., & Wali, M. (2022). Effectiveness of compost inoculated with phosphate solubilizing bacteria. *Journal of Applied Microbiology*, 133(2), 1115–1129.
- AgriLife™. (2020). Si Sol B (Silica Solubilizing Bacteria). Obtenido de: <https://www.agrilife.in/products/sisolb.php>.
- Ali, B., Wang, X., Saleem, M. H., Azeem, M. A., Afridi, M. S., Nadeem, M., Ghazal, M., Batool, T., Qayyum, A., Alatawi, A., & Ali, S.

- (2022). *Bacillus mycoides* PM35 reinforces photosynthetic efficiency, antioxidant defense, expression of stress-responsive genes, and ameliorates the effects of salinity stress in maize. *Life*, 12(2), 219.
- Alisjahbana, B., Debora, J., Susandi, E., & Darmawan, G. (2021). *Chromobacterium violaceum*: A Review of an Unexpected Scourge. *International Journal of General Medicine*, 3259–3270.
- Anyaocha, K.E., Maletz, R., Ruckert, A., & Dornack, C. (2024). Potentials for microalgae sequestration of carbon dioxide (CO₂) from composting off-gas; a review. *Resources, Conservation & Recycling Advances*. Doi:<https://doi.org/10.1016/j.rcra-dv.2024.200213>.
- Arenas-Soler, J. S., & Rivera-Alcázar, N. (2020). Evaluación de la capacidad de biodegradación de diésel por células libres e inmovilizadas de *Chromobacterium violaceum* [Tesis de pregrado, Universidad de la Salle]. Repositorio de la Universidad de la Salle. https://ciencia.lasalle.edu.co/cgi/viewcontent.cgi?article=2874&context=ing_ambiental_sanitaria.
- Atanasova-Pancevska, N., & Kungulovski, D. (2018). In vitro potential of *Paenibacillus alvei* DZ-3 as a biocontrol agent against several phytopathogenic fungi. *Biologija*, 64(1).
- Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Périssol, C., Roussos, S., & Alami, I. T. (2018). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic agriculture*, 8(2), 141–158. <https://doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z>.
- Bassetti, M., Vena, A., Croxatto, A., Righi, E., & Guery, B. (2018). How to manage *Pseudomonas aeruginosa* infections. *Drugs in context*, 7.
- Beleño-Carrillo, J., Gómez-Gómez, L., & Valero-Valero, N. O. (2022). *Bacillus mycoides* y ácidos húmicos como bioestimulantes de fríjol caupí bajo estrés por salinidad. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 25(2).

- Bohórquez, S. W. (2019). El proceso de compostaje. Ediciones Unisalle.
- Bradley G. G. & Punja, Z. K. (2010). Composts containing fluorescent pseudomonads suppress fusarium root and stem rot development on greenhouse cucumber. *Canadian Journal of Microbiology*, 56, 896–905. doi:10.1139/W10-076.
- Bunyan, I. A., Donya, M. M., Oda, A. N., & Oda, D. N. (2023). Infection of *Pseudomonas luteola*: Case Report of Septicemia. *Journal of Survey in Fisheries Sciences*, 10(3S), 1404–1408.
- Campitelli, P., Ceppi, S., Velasco, M., & Rubenacker, A. (2014). Obtención de abonos de calidad para las plantas. (1ª ed.). Editorial Brujas.
- Cuervo Lozada, J. P. (2010). Aislamiento y Caracterización de *Bacillus* spp como fijadores biológicos de nitrógeno y solubilizadores de fosfatos en dos muestras de biofertilizantes comerciales.
- de la Mora-Covarrubias, A., Vázquez-González, F. J., & Valero-Galván, J. (2016). Sucesión bacteriana del género *Bacillus* en el proceso de compostaje y lombricompostaje con diferentes fuentes de estiércol. *Tecnociencia Chihuahua*, 10(1), 23–31.
- De Oliveira, E. J., Rabinovitch, L., Monnerat, R. G., Passos, L. K. J., & Zahner, V. (2004). Molecular characterization of *Brevibacillus laterosporus* and its potential use in biological control. *Applied and environmental microbiology*, 70(11), 6657–6664.
- DeBritto, S., Gajbar, T. D., Satapute, P., Sundaram, L., Lakshmikantha, R. Y., Jogaiah, S., & Ito, S. I. (2020). Isolation and characterization of nutrient dependent pyocyanin from *Pseudomonas aeruginosa* and its dye and agrochemical properties. *Scientific reports*, 10(1), 1542.
- Delgado, M. M., Mendoza, K. L., González, M. I., Tadeo, J. L., & Martín, J. V. (2019). Evaluación del proceso de compostaje de

- residuos avícolas empleando diferentes mezclas de sustratos. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*. <https://doi.org/10.20937/rica.2019.35.04.15>.
- Dróżdż, D., Malińska, K., Kacprzak, M., Mrowiec, M., Szczypiór, A., Postawa, P., & Stachowiak, T. (2020). Potential of fish pond sediments composts as organic fertilizers. *Waste and Biomass Valorization*, 11(10), 5151–5163.
- Elfadil, S., Hamamouch, N., Jaouad, A., Mahrouz, M., Bouchdoug, M. (2020). The effect of phosphate flotation wastes and phosphogypsum on cattle manure compost quality and plant growth. *Journal of material cycle and Waste Management*, 22, 996–1005. <https://doi.org/10.1007/s10163-020-00997-5>.
- Elhamdouni, D., Arioua, A., Karaoui, I., & Aallam, Y. (2021) Waste compost quality assessment for efficient use in agriculture: case of the developing countries. *Journal of Sedimentary Environments*, 6, 395–401.
- Grgić, D. K., Domanovac, M. V., Domanovac, T., Šabić, M., Cvetnić, M., & Bulatović, V. O. (2019). Influence of *Bacillus subtilis* and *Pseudomonas aeruginosa* BSW and clinoptilolite addition on the biowaste composting process. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 44, 5399–5409.
- ICONTEC. (2011). NTC 5167. Productos para la industria agrícola. Productos orgánicos usados como abono o fertilizantes y enmiendas o acondicionadores de suelo.
- Kamimura, N., Sakamoto, S., Mitsuda, N., Masai, E., & Kajita, S. (2019). Advances in microbial lignin degradation and its applications. *Current Opinion in Biotechnology*, 56, 179–186. doi: <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2018.11.011>.
- Kaszab, E., Radó, J., Kriszt, B., Pászti, J., Lesinszki, V., Szabó, A., Tóth, G., Khaledi, A., & Szoboszlai, S. (2021). Groundwater, soil and compost, as possible sources of virulent and anti-

- biotic-resistant *Pseudomonas aeruginosa*. *International Journal of Environmental Health Research*, 31(7), 848–860.
- Konappa, N., Krishnamurthy, S., Arakere, U.C., Chowdappa, S., & Ramachandrappa, N.S. (2020). Efficacy of indigenous plant growthpromoting rhizobacteria and *Trichoderma* strains in eliciting resistance against bacterial wilt in a tomato. *Journal of Biological Pest Control*, 30 (106), 1–13. <https://doi.org/10.1186/s41938-020-00303-3>.
- Kour, D., Rana, K. L., Yadav, N., Yadav, A. N., Rastegari, A. A., Singh, C., ... & Saxena, A. K. (2019). Technologies for biofuel production: current development, challenges, and future prospects. *Prospects of renewable bioprocessing in future energy systems*, 1–50.
- Lan, N. T., Anto, S., Ahamed, T. S., Kumar, S., Shanmugam, S., Samuel, M. S., Mathimani, T., Brindhadevi, K., & Pugazhendhi, A. (2021). A review on biochar production techniques and biochar based catalyst for biofuel production from algae. *Fuel*, 287, 119411. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119411>.
- Liu, Q., He, X., Luo, G., Wang, K., & Li, D. (2022). Deciphering the dominant components and functions of bacterial communities for lignocellulose degradation at the composting thermophilic phase. *Bioresource Technology*, 348, 126808. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126808>.
- López-González, J.A., Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., Martínez-Gallardo, M.R., Toribio, A., Estrella-González, M.J. & López, M.J. (2024). Development of functional consortia for the pretreatment of compostable lignocellulosic waste: A simple and effective solution to a large-scale problem. *Journal of Environmental Management*, 356, 120638. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120638>.
- Martínez Reyes, L., Aguilar Jiménez, C. E., Carcaño Montiel, M. G., Galdámez Galdámez, J., Gutiérrez Martínez, A., Morales

- Cabrera, J. A., Martínez Aguilar, F. B., Llaven Martínez, J., & Gómez Padilla, E. (2018). Biofertilización y fertilización química en maíz (*Zea mays* L.) en Villaflores, Chiapas, México. *Siembra*, 5(1). <https://doi.org/10.29166/siembra.v5i1.1425>.
- Mehta, C. M., & Sirari, K. (2018). Comparative study of aerobic and anaerobic composting for better understanding of organic waste management: A mini review. *Plant Archives*, 18(1), 44-48.
- Montoya, S., Ospina, D. A., & Sánchez, Ó. J. (2020). Evaluation of the Physical-Chemical and Microbiological Characteristics of the Phospho-Compost Produced Under Forced Aeration System at the Industrial Scale. *Waste and Biomass Valorization*, 11, 5977-5990.
- Orozco-Mosqueda, M., Fadji, A.E., Babalola, O.O., Glick, B.R., & Santoyo, G. (2022). Rhizobiome engineering: Unveiling complex rhizosphere interactions to enhance plant growth and health, *Microbiological Research*, 263, 127137. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2022.127137>.
- Oviedo-Ocaña, E.R., Abendroth, C., Domínguez, I.C., Sánchez, A., Dornack, C. (2023) Life cycle assessment of biowaste and green waste composting systems: A review of applications and implementation challenges. *Waste Management*, 171, 350-364. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.09.004>.
- Parsaee, M., Kiani, M. K. D., & Karimi, Keikhosro. (2019). A review of biogas production from sugarcane vinasse. *Biomass & Bioenergy*, 122, 117-125. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.034>.
- Pauta, J. L. (2022). Aplicación de microorganismos benéficos en compostaje de residuos orgánicos, caso de estudio: Cdla. Laguna del Sol y Planta de compostaje del Valle [Tesis de pregrado, Universidad Católica de Cuenca]. Repositorio institucional de la Universidad Católica de Cuenca. <https://>

dspace.ucacue.edu.ec/bitstream/ucacue/11210/1/PAUTA%20RIERA%20JORGE%20LEOPOLDO.pdf.

- Ren, L., Li, J., Li, H., Guo, Z., Li, J., & Lv, Y. (2023). Inoculating exogenous bacterium *Brevibacillus laterosporus* ZR-11 in compost-maturing period could accelerate composting maturation by regulating physicochemical parameters and bacterial community succession.
- Rodríguez, P. A., & Arenas, R. (2018). Hans Christian Gram y su tinción. *Dermatología cosmética, médica y quirúrgica*, 16(2), 166-167.
- Saldarriaga, J., Gallego, J., López, J. E., Aguado, R., & Olazar, M. (2019). Selecting Monitoring Variables in the Manual Composting of Municipal Solid Waste Based on Principal Component Analysis. *Waste and Biomass Valorization*, 10(7), 1811-1819. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0208-y>.
- Sánchez-Bernal, R., Pita-Castañeda, D. J., González-Velandia, K. D., & Hormaza-Verdugo, J. A. (2019). Análisis de mezclas de residuos sólidos orgánicos empleadas en la fabricación de ladrillos ecológicos no estructurales. *Revista de Ciencias Ambientales*, 53(1), 23-44.
- Sayara, T., Basheer-Salimia, R., Hawamde, F., & Sánchez, A. (2020). Recycling of Organic Wastes through Composting: Process Performance and Compost Application in Agriculture. *Agronomy*, 10(11), 1838. <https://doi.org/10.3390/agronomy10111838>.
- Setiyo, Y., Harsojuwono, B. A., & Gunam, I. B. W. (2020). The concentration of heavy metals in the potato tubers of the basic seed groups examined by the variation of fertilizers, pesticides and the period of cultivation. *AIMS Agriculture and Food*, 5(4), 882-895.
- Sharma, B., Vaish, B., Monika, Singh, U., Singh, P., & Singh, R. (2019). Recycling of Organic Wastes in Agriculture: An Envi-

- ronmental Perspective. *International Journal of Environmental Research*, 13(2), 409–429. <https://doi.org/10.1007/s41742-019-00175-y>.
- Silva, L. A. R., & Díaz, L. L. (2016). Aislamiento y selección de bacterias celulolíticas a partir de compost de residuos orgánicos. *Rebiol*, 36(1), 19–28.
- Snoussi, M., Noumi, E., Punchappady-Devasya, R., Trabelsi, N., Kanekar, S., Nazzaro, F., Fratianni, F., Flamini, G., De Feo, V., & Al-Sieni, A. (2018). Antioxidant properties and anti-quorum sensing potential of *Carum copticum* essential oil and phenolics against *Chromobacterium violaceum*. *Journal of food science and technology*, 55, 2824–2832.
- Xu, X., Nie, S., Ding, H., & Hou, F. F. (2018). Environmental pollution and kidney diseases. *Nature Reviews Nephrology*, 14(5), 313–324. <https://doi.org/10.1038/nrneph.2018.11>.
- Zainudin, M. H. M., Hassan, M. A., Tokura, M., & Shirai, Y. (2013). Indigenous cellulolytic and hemicellulolytic bacteria enhanced rapid co-composting of lignocellulose oil palm empty fruit bunch with palm oil mill effluent anaerobic sludge. *Bioresource Technology*, 147, 632–635.

CAPÍTULO 3

Tendencias en los procesos de remoción y recuperación de nitrógeno de las aguas residuales

Anngie Katherine Molina-Macías

Facultad de Ingeniería, Grupo Diagnóstico y Control de la Contaminación (GDCON),
Universidad de Antioquia. Medellín- Colombia. anngie.molina@udea.edu.co

Yudy Andrea Londoño-Cañas

Facultad de Ingeniería, Grupo Diagnóstico y Control de la Contaminación (GDCON),
Universidad de Antioquia. Medellín- Colombia

Gustavo A Peñuela

Facultad de Ingeniería, Grupo Diagnóstico y Control de la Contaminación (GDCON),
Universidad de Antioquia. Medellín- Colombia

Resumen

Para evitar la degradación de los ecosistemas acuáticos debido a los problemas de eutrofización causados por las descargas de aguas residuales es necesario implementar sistemas de tratamiento que eliminen los nutrientes que se encuentran presentes en estas. Para ello, han surgido diversas tecnologías que permiten la remoción del nitrógeno, siendo los sistemas que involucran procesos biológicos convencionales de nitrificación y desnitrificación los más usados. Sin embargo, han surgido otras alternativas que permiten la remoción de nitrógeno y obtener efluentes con bajas concentraciones de nitrógeno sin requerir altas demandas energéticas y/o de materia, como los procesos DAMO y Anammox. Por otra parte, la presencia de nutrientes en las aguas residuales hacen que estas sean a su vez un recurso del cual se pueden obtener materias valiosas para diferentes aplicaciones como los biosólidos o los biofertilizantes, que pueden ser aplicados a los suelos para mejorar sus características agrícolas. En este capítulo se presenta una revisión de la literatura acerca de la problemática asociada a las descargas de nitrógeno de las aguas residuales y algunas de las alternativas de tratamiento que permiten remover y/o recuperar este recurso.

Palabras clave

nitrógeno; remoción; recuperación; tratamiento de aguas residuales.

Abstract

To avoid the degradation of aquatic ecosystems due to eutrophication problems caused by wastewater discharges, it is necessary to implement treatment systems that eliminate the nutrients that are present in them. For this, various technologies have been developed that allow the removal of nitrogen, the most used systems involved conventional biological processes for nitrification and denitrification. However, other alternatives have been developed that also allow nitrogen removal to obtain effluents with low nitrogen concentrations without requiring high energy and/or material demands, such as the DAMO and Anammox processes. On the other hand, the presence of nutrients in wastewater makes it a resource from which valuable materials can be obtained for different applications, such as biosolids or biofertilizers, which can be applied to soils to improve their agricultural characteristics. In the present work, a literary review is presented about the problems associated with nitrogen discharges from wastewater and some of the treatment alternatives that allow removing and/or recovering this resource from wastewater are presented.

Keywords

nitrogen; removal; recovery; wastewater treatment.

Introducción

Si bien se ha demostrado que los ecosistemas acuáticos tienen una gran capacidad amortiguadora, una gran tendencia a la estabilidad, y por lo tanto una gran capacidad regenerativa, también son entidades cambiantes, altamente sensibles a las perturbaciones antrópicas; más aún, cuando estas perturbaciones se dan durante largos periodos, ocasionando una gran presión sobre ellos y, a pesar de que muchas veces no se evidencien grandes cambios visibles, estos pueden llegar a ser altamente drásticos con el tiempo (Sánchez et al., 2017). En el caso de los cuerpos de agua lénticos, como los lagos y embalses, y de los ecosistemas marinos, como los estuarios, una de las perturbaciones antrópicas que más pueden afectar estos ecosistemas es la eutrofización, considerada uno de los problemas de contaminación más importantes a nivel mundial. Esta se da debido al ingreso de fuentes ricas en nutrientes a los cuerpos de agua, generando un exceso de estos recursos en los ecosistemas (Howarth et al., 2002; Nalley et al., 2023; Smith y Schindler, 2009). La eutrofización es un proceso que ocurre en los cuerpos de agua en el que se da un crecimiento excesivo de plantas acuáticas, como macro y microalgas, debido a las altas concentraciones de nutrientes, especialmente, nitrógeno y fósforo. Estas altas concentraciones de nutrientes perturban el balance de los ecosistemas acuáticos, especialmente en cuanto a la calidad del agua y la presencia de microorganismos, a tal punto que amenazan la salud animal y humana, limitando las posibilidades del uso del agua (Communities, 2002). Como consecuencia de estos procesos de eutrofización, el crecimiento excesivo de las algas genera una disminución importante en las concentraciones de oxígeno disuelto, acidificación del agua y, por lo tanto, toxicidad para los peces. Tales procesos de eutrofización generan paralelamente un aumen-

to en la producción de CO₂, debido a la sedimentación y descomposición de materia orgánica que se deposita en los lechos debido a la mortandad de peces y otros organismos. A largo plazo la ocupación de los cuerpos de agua por el exceso de plantas y sedimentos genera una desaparición del ecosistema debido a la reducción de su área (Dorgham, 2014; Fabich y Kwidzińska, 2013).

Además de estas consecuencias ecológicas, la eutrofización de los ecosistemas acuáticos genera problemas en el uso del agua, puesto que la proliferación de plantas acuáticas afecta negativamente la navegabilidad de los cuerpos de agua, su uso recreativo, los procesos de generación de energía; aumenta el costo del tratamiento de agua para consumo, así como el riesgo de contaminación por cianotoxinas gracias al incremento de las floraciones de microalgas (Falconer y Humpage, 2005; Glibert et al., 2005; Heil y Muni-Morgan, 2021; von Sperling y de Lemos Chernicharo, 2005).

Algunos efectos de los procesos de eutrofización sobre los cuerpos de agua de América Latina han sido bien reportados, mostrando las consecuencias de las actividades antrópicas en diversos ecosistemas, como lagos, embalses, lagunas, humedales, estuarios e incluso ríos. El alto flujo de nutrientes se ha presentado como la principal causa de eutrofización de las zonas costeras de América Latina. Como consecuencia de esto y sumando el recrudecimiento del cambio climático, en el sur de Chile durante el fenómeno de El Niño del 2016, se dio un aumento dramático en el florecimiento de cianobacterias y cianotoxinas en las zonas costeras, lo cual generó una mortandad de aproximadamente el 12 % de la producción de salmón para ese año (León-Munõz et al., 2018). Así mismo, los florecimientos de algas en el golfo de México están asociados a las descargas de nutrientes desde los ríos, principalmente por los

ríos Coatzacoalcos, Grijalva-Usumacinta y Champotón, los cuales en sus cauces recogen descargas de aguas residuales (Ulloa et al., 2017). En la zona de La Pampa en Argentina los cambios en el uso de sus suelos hacia la agricultura intensiva han generado que los ecosistemas de esta zona hayan cambiado de humedales hacia pasturas, con concentraciones altas de nitrógeno y fósforo, desde meso hasta hipereutróficas, bajos niveles de oxígeno y altos niveles de materia orgánica, generando riesgos para la salud pública y animal (Quirós et al., 2006; Sinistro et al., 2015).

En Colombia algunos estudios han reportado cuerpos de agua con procesos de eutrofización, como el embalse de Tominé en Cundinamarca, en el cual se encontraron indicadores bacteriológicos de eutrofización y altas concentraciones de nutrientes (Canosa y Pinilla, 1999); el lago de Tota, con condiciones moderadamente eutróficas en transición a condiciones eutróficas persistentes, como consecuencia del alto flujo de nutrientes de la agricultura, avicultura y la descarga de aguas residuales domésticas (Aranguren-Riaño et al., 2018). También se han detectado cianotoxinas en embalses que se utilizan como fuentes de agua para abastecimiento poblacional, generación de energía eléctrica y actividades socioeconómicas y culturales, las cuales se asocian a efectos de eutrofización de las aguas (León y Peñuela, 2019; Lürling et al., 2017). A pesar de la evidencia de los factores y problemas asociados a la eutrofización de las aguas en América Latina, no se han realizado los suficientes estudios de los cuerpos de agua continentales o costeros que conduzcan a una caracterización adecuada de su estado trófico, sus principales fuentes de descargas de nutrientes y/o sus riesgos de eutrofización.

La principal causa de los procesos de eutrofización es el desarrollo de las actividades antrópicas, con las cuales se descargan una gran

cantidad de nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo a los cuerpos de agua a partir de diversas fuentes. Entre ellas se encuentran a la intensificación del uso de fertilizantes inorgánicos en la agroindustria para la producción de alimentos (Withers et al., 2014); el uso de combustibles fósiles que generan óxidos de nitrógeno (NOx) y alteran los ciclos biogeoquímicos (Selman y Greenhalgh, 2009); los efectos del cambio climático como la intensificación de los regímenes de lluvia que aumentan el arrastre de sólidos y nutrientes y la resuspensión de sedimentos en los cuerpos de agua (Nazari-Sharabian et al., 2018); las descargas de aguas residuales hacen parte de las principales fuentes de eutrofización que impactan en los cuerpos de agua, especialmente porque la mayoría de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) no incluyen unidades de remoción de nutrientes, las cuales son consideradas tratamientos terciarios opcionales, solo después de la remoción de sólidos suspendidos y materia orgánica, lo que ocasiona que los efluentes de las PTAR incorporen grandes cantidades de nutrientes a los cuerpos de agua receptores. Todos estos problemas se intensifican debido al acelerado crecimiento poblacional, generando una rápida expansión de los centros urbanos y cada vez más demanda de recursos, ocasionando un constante aumento de las cargas contaminantes sobre los cuerpos de agua.

Nitrógeno en aguas residuales

El nitrógeno es un elemento esencial para el desarrollo de la vida, pues hace parte de los elementos químicos principales que componen los ácidos nucleicos y las proteínas. Por esto mismo, es uno de los principales constituyentes de las aguas residuales, tanto domésticas como industriales, ya que está presente en la materia orgánica que transporta las aguas residuales, la biomasa presente

en los procesos biológicos y en algunos productos de uso doméstico, agrícola y/o industrial, como los fertilizantes y los pesticidas. En las aguas residuales, el nitrógeno está presente de varias formas: como nitrógeno orgánico, proveniente de proteínas, urea, medicamentos, fertilizantes y detergentes; como ion amonio (NH_4^+); y formas oxidadas de nitrógeno como nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) en concentraciones entre 20 y 70 mg/L de nitrógeno total (ion amonio y nitrógeno orgánico) e incluso más altas (Carey y Migliaccio, 2009; Metcalf y Eddy, 1995).

No obstante, las concentraciones de nitrógeno en las aguas residuales dependen estrechamente de las actividades de las cuales provengan. Igualmente, las concentraciones en los efluentes de las PTAR dependen de las unidades de tratamiento y los procesos que incluyan. De esta forma, si las PTAR no cuentan con unidades ni procesos de remoción de nutrientes, estos pueden permanecer igual o incluso aumentar en los efluentes (Delgado Vela et al., 2015; von Sperling y de Lemos Chernicharo, 2005). Por esto, es importante que se incluyan dentro de los sistemas de tratamiento de aguas residuales unidades de remoción de nitrógeno que permitan disminuir su concentración, de tal forma que los efluentes de las PTAR no afecten negativamente los cuerpos de agua receptores, evitando los efectos de la eutrofización de los ecosistemas acuáticos.

Debido a su importancia para el desarrollo celular, el nitrógeno es un elemento esencial en los procesos biológicos convencionales de tratamiento de aguas residuales. Por esto, su eliminación no es realizada sino hasta el final del tren de tratamiento, considerándose como tratamientos terciarios, solo después de la remoción de sólidos suspendidos y materia orgánica (tratamiento primario y secundario). Varios procesos se han desarrollado para la eliminación

de estos nutrientes de las aguas residuales, los cuales van desde procesos biológicos hasta procesos fisicoquímicos. Por otra parte, la presencia del nitrógeno en las aguas residuales y la importancia del nitrógeno al ser un elemento esencial ha dado lugar a cambios en la perspectiva del tratamiento de este nutriente (Winkler y Straka, 2019), lo cual apunta al desarrollo de nuevos procesos direccionados a un modelo de economía circular y sostenible que permiten la recuperación de este nutriente de las aguas residuales para su posterior aprovechamiento agrícola.

Debido a las problemáticas mencionadas previamente, se ha hecho necesario caracterizar y limitar el transporte de nutrientes a los cuerpos de agua a través de las descargas de aguas residuales, por medio de normas que establezcan límites que permitan controlar la calidad de estos efluentes. En Colombia, las normas que establecen los valores máximos permisibles de las características de las aguas residuales para sus vertimientos en cuerpos de agua son la Resolución 0631 de 2015 (Resolución 0631 de 2015. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015), por la cual se establecen los parámetros y los valores máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales y a los sistemas de alcantarillado público; y la Resolución 0883 de 2018 (Resolución 0883 de 2018. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018), por la cual se establecen los parámetros y los valores máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas marinas.

No obstante, estas normas solo indican que para los parámetros relacionados con nutrientes (nitrógeno y fósforo), solo es necesario realizar un “análisis y reporte” de las concentraciones y no se exige el cumplimiento de un límite máximo permisible. En el único apartado en el que se exige un límite de cumplimiento para estos

parámetros es para los vertimientos de aguas residuales en aguas marinas de “soluciones individuales de saneamiento de viviendas unifamiliares o bifamiliares y de actividades industriales, comerciales o de servicios” con un valor máximo de nitrógeno total de 1,0 mg/L, según la Resolución 0883 de 2018.

A pesar de esta restricción para las descargas de nitrógeno, la especificidad de su aplicación hace que sea necesario el fortalecimiento de las normas, de modo que se limite la descarga de estos compuestos a todos los cuerpos de agua y desde todas sus fuentes. Debido a esto, las unidades de remoción de nutrientes no son obligatorias en Colombia, ya que no existe una norma que limite la concentración de nutrientes en los efluentes de las PTAR. Por esta razón, en Colombia solo se han reportado 2 PTAR con unidades de tratamiento terciario, correspondientes al 0,32 % del total de 620 sistemas de tratamiento del país al año 2014 (Carrero Parra et al., 2018; Roldán Pérez et al., 2019). Según el informe de la Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, para el año 2019, el número de PTAR en el país han aumentado a 720 instalaciones municipales de las cuales solo se ha reportado operabilidad de 368, esto es solo el 51,1 %. Y, aunque se reporta que el 73 % tienen tratamiento terciario, no se indica qué tipo de tratamiento es, considerando que solo el 6 % de los sistemas en operación tiene tratamiento secundario (Superservicios, 2022), difícilmente este porcentaje corresponde a procesos de remoción de nutrientes.

Remoción de nitrógeno

Para eliminar el nitrógeno presente en las aguas residuales es necesario comprender el ciclo de este elemento en el agua de forma natural, el cual se presenta en la Figura 3.1.

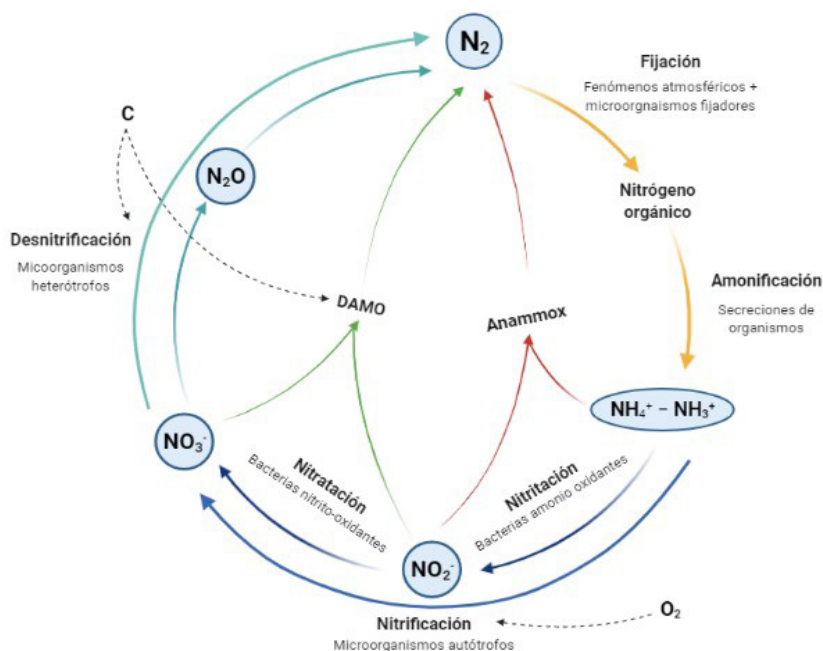


Figura 3.1. Ciclo del nitrógeno en el agua

Inicialmente, el nitrógeno atmosférico se fija en el suelo y es aprovechado por los organismos vivos; luego, por medio de las excretas o de la degradación de materia orgánica, este elemento retorna al suelo y al agua principalmente en forma de amonio y/o amoniaco. Es en este punto donde se encuentra el desbalance en el ciclo debido a la gran cantidad de nitrógeno que ingresa a los ecosistemas como consecuencia del uso intensivo y extensivo de fertilizantes y las descargas de aguas residuales. Una vez en el agua, este amonio es transformado a nitritos por medio del proceso de nitritación, este proceso es realizado por microorganismos autótrofos, los cuales oxidan el amonio usando fuentes inorgánicas de carbono, como los carbonatos y/o bicarbonatos. Posteriormente, el nitrito es fácilmente oxidado a nitrato también bajo las mismas condiciones que en la nitritación; sin embargo, el nitrito es la forma más inestable del nitrógeno, por lo que igualmente se oxi-

da fácilmente a nitrato en presencia de oxígeno. Estos dos procesos en conjunto, nitrificación y nitratación, son conocidos como nitrificación, que sería la oxidación de amonio a nitrito y nitrato. El ciclo del nitrógeno en el agua continúa con la reducción de los nitritos y nitratos a nitrógeno gaseoso, por medio del proceso conocido como desnitrificación; a diferencia de los procesos de nitrificación, los microorganismos son heterótrofos, los cuales reducen el nitrito y el nitrato a nitrógeno gaseoso bajo condiciones anaerobias usando carbono orgánico como donador de electrones. Si bien el ciclo del nitrógeno se cerraría con esta producción de N_2 , generalmente, durante el proceso de desnitrificación se genera óxido nitroso (N_2O), un gas de efecto invernadero más potente que el CO_2 , por lo que es necesario optimizar los procesos de remoción de nitrógeno de las aguas residuales para evitar la emisión de gases contaminantes.

Teniendo en cuenta el ciclo del nitrógeno en el agua, se pueden implementar procesos que permitan la remoción de este nutriente de las aguas residuales según las formas de nitrógeno que estén presentes. Para ello es necesario combinar los procesos de nitrificación para transformar el amonio a nitrito y nitrato, y de desnitrificación para reducir el nitrato a nitrógeno gaseoso (N_2). Este proceso es conocido como la remoción convencional de nitrógeno de las aguas residuales, donde se combinan los procesos de nitrificación autótrofa bajo condiciones aerobias y de desnitrificación heterótrofa bajo condiciones anaerobias.

Recientemente se han conocido otros procesos que también hacen parte del ciclo del nitrógeno (Kabuba et al., 2022), como el proceso de oxidación anaerobia del amonio (Anammox), el cual es considerado un acortamiento al ciclo, ya que permite la transformación de amonio y nitrito a nitrógeno gaseoso sin realizar ningún pro-

ceso de desnitrificación bajo condiciones anaerobias; y el proceso de Desnitrificación con Oxidación Anaerobia de Metano (DAMO), en el cual se emplea metano como fuente de carbono orgánico para realizar la reducción de nitritos y nitratos a nitrógeno gaseoso, sin emitir N_2O . También se pueden agregar otros procesos al ciclo del nitrógeno, incluyendo la desnitrificación aerobia y la nitrificación heterótrofa, que se describen a continuación.

Nitrificación-desnitrificación convencional

El proceso biológico de remoción de nitrógeno consiste en dos etapas principales, la nitrificación y la desnitrificación, llevadas a cabo por diferentes tipos de microorganismos. En el proceso convencional de remoción biológica de nitrógeno, en la nitrificación, intervienen bacterias amonio-oxidantes principalmente de los géneros Nitrobacter y Nitrosomonas, las cuales se encuentran naturalmente en ambientes ricos en amoníaco (NH_3), transformándolo junto con el amonio (NH_4^+) presente en las aguas residuales a nitrito (NO_2^-) y luego oxidando el nitrito a nitrato (NO_3^-). Para ello, estos microorganismos requieren una gran cantidad de carbono inorgánico y también de oxígeno disuelto. Generalmente, estos requerimientos se logran adicionando carbonatos y bicarbonatos como fuente de carbono inorgánico (alcalinidad), y bombeando grandes cantidades de aire para cubrir el requerimiento de oxígeno.

Una vez el amonio ha sido transformado a nitrato, este nitrato es reducido a dinitrógeno (N_2) por una gran variedad de microorganismos desnitrificantes, los cuales usan carbono orgánico como donador de electrones en condiciones anaerobias (Metcalf y Eddy, 1995; Zhu et al., 2008). Generalmente estos procesos son empleados al final del tren de tratamiento de aguas residuales como pro-

cesos terciarios, lo que implica que la mayoría de la materia orgánica sea removida, por lo que es necesario adicionar una fuente de carbono orgánico para poder realizar la desnitrificación. Aunque esta fuente de carbono orgánico se puede obtener adicionando una porción de agua residual no tratada, la práctica más común es adicionar metanol o acetato.

Si bien los procesos convencionales de nitrificación y desnitrificación son los más empleados para la remoción de nitrógeno de las aguas residuales, también son los que tienen mayores costos de implementación y operación, debido a al uso extensivo de energía, necesaria para mantener las concentraciones adecuadas de oxígeno disuelto para la nitrificación, y el uso de fuentes externas de carbono inorgánico para la nitrificación e inorgánico para la desnitrificación, aumentando los costos de operación de las PTAR. Además, se puede dar la emisión de N_2O debido al metabolismo de los microorganismos desnitrificantes (Winkler y Straka, 2019).

El alto gasto energético y de recursos que son necesarios para llevar a cabo los procesos biológicos convencionales de remoción de nitrógeno han promovido el estudio de otras partes del ciclo del nitrógeno con los que también se pueda lograr la remoción de este elemento de las aguas residuales, pero que tienen algunas ventajas sobre los procesos convencionales como el ahorro de energía y de recursos (Cogert et al., 2019; Y. Ren et al., 2020; Winkler y Straka, 2019).

Procesos alternativos para la nitrificación

Proceso Anammox

El proceso de oxidación anaerobia del amonio, Anammox, es un proceso biológico llevado a cabo por bacterias que convierten amo-

nio a N_2 usando NO_2^- como aceptor terminal de electrones en ausencia de oxígeno (Hu et al., 2013). Fue descubierto por primera vez en 1995, en un reactor de lecho fluidizado que trataba efluentes ricos en amonio de un reactor metanogénico (Mulder et al., 1995), y supone un acortamiento en el ciclo del nitrógeno, ya que se logra oxidar el amonio a la vez que se reduce el nitrito, por lo que es considerado un proceso de nitrificación y desnitrificación parcial. Este proceso se realiza en tres pasos principales: por un lado, el nitrito (NO_2^-) es reducido a óxido nítrico (NO), y luego, el amoniaco (NH_3) y el NO forman el intermedio hidracina (N_2H_4), que es altamente reactivo y volátil, y que fácilmente es oxidado a N_2 (Kartal & Keltjens, 2016). Este proceso al ser autótrofo no requiere materia orgánica para su desarrollo, sino que se puede lograr manteniendo una adecuada alcalinidad del medio (Y.-H. Ren et al., 2014), al igual que en la nitrificación convencional. Sin embargo, a diferencia de este, el proceso Anammox se lleva a cabo bajo condiciones anaerobias, por lo que el requerimiento energético de este proceso es mucho menor ya que no requiere dosificación constante de aire u oxígeno.

Si bien con este proceso se puede lograr tanto la reducción del nitrito como la oxidación del amonio y llevarlos a N_2 , durante el proceso de transformación del nitrato, las bacterias Anammox oxidan parcialmente el NO_2^- a NO_3^- , generando una acumulación de nitrato, cuyo exceso, de no ser removido, puede llegar a inhibir el proceso.

Procesos CANON y SHANON

Además del proceso Anammox, otros procesos han sido estudiados para abarcar el paso de la nitrificación en la remoción de nitrógeno de las aguas residuales. Entre estos se encuentra el proceso CANON (remoción de nitrógeno completamente autótrofa sobre nitrito, por sus siglas en inglés), en el cual microorganismos autótro-

fos aerobios y anaerobios, bajo condiciones de oxígeno limitado, oxidan el amonio a gas nitrógeno (Third et al., 2001). Simultáneamente, los microorganismos aerobios oxidan el amonio a nitrito mientras que los microorganismos anaerobios convierten el amonio y el nitrito a gas nitrógeno. Si bien en este proceso también se produce nitrato, su concentración se encuentra en nivel de trazas, por lo que no se genera inhibición del proceso, además no se produce N_2O ni NO (Third et al., 2001). De forma similar, en el proceso SHARON se realiza la remoción de amonio a través del nitrito por medio de microorganismos autótrofos, pero, en lugar de realizarlo de forma simultánea como en el proceso CANON, se realiza en dos etapas separadas (Holmes et al., 2019). Ambos procesos requieren un mínimo gasto energético debido a la poca concentración de oxígeno disuelto que es necesaria para llevarlos a cabo.

Nitrificación heterótrofa

Tradicionalmente se ha conocido el proceso de nitrificación como un proceso autótrofo (quimiolitótrofo), en el que los microorganismos nitrificantes emplean materia inorgánica como fuente de energía. Sin embargo, la nitrificación heterótrofa fue descubierta solo unos años después de la nitrificación autótrofa a finales del siglo XIX (Martikainen, 2022). Este proceso es llevado a cabo por una gran diversidad de microorganismos entre bacterias, arqueas y hongos, los cuales pueden emplear diferentes compuestos orgánicos como fuente de energía (donador de electrones) para oxidar el amonio y otros compuestos orgánicos de nitrógeno como aminoácidos, a nitrito (Castignetti y Hollocher, 1984). Una de las principales ventajas de la nitrificación heterótrofa es su posibilidad de emplearla en conjunto con el proceso de desnitrificación, puesto que dentro de este grupo de microorganismos se han encontrado algunos que son capaces no solo de oxidar el amonio a nitrito, sino

también de reducirlo hasta N_2 bajo condiciones aerobias (Song et al., 2021), logrando a través de este proceso simplificar la remoción de nitrógeno de las aguas residuales.

A pesar de ello, la nitrificación heterótrofa no ha sido explotada para el tratamiento de las aguas residuales debido principalmente a que su eficiencia puede verse afectada por la gran variedad de compuestos presentes en las aguas residuales, que favorecen el crecimiento de una gran diversidad de microorganismos que pueden competir por los compuestos orgánicos presentes (Xi et al., 2022). Lo anterior no es motivo para que deje de ser un proceso bastante prometedor para el tratamiento de las aguas residuales, ya que su aplicación permitiría tanto la remoción de materia orgánica como la remoción de nitrógeno de forma simultánea.

Procesos alternativos para la desnitrificación

Proceso DAMO

El proceso de desnitrificación con oxidación anaerobia de metano (DAMO por sus siglas en inglés) es un proceso biológico en el cual se reduce el NO_2^- y NO_3^- usando metano (CH_4) como fuente de energía (donador de electrones) en ausencia de oxígeno, con CO_2 y N_2 como productos finales (H.-S. Lee et al., 2018). Este proceso se lleva a cabo por el metabolismo de archaeas que realizan un proceso de metanogénesis inversa mientras reducen nitratos a nitritos, y bacterias que realizan una oxidación intraerobia del metano mediante la reducción de nitritos a N_2 bajo condiciones ambientales de ausencia de oxígeno (Ettwig et al., 2010; Haroon et al., 2013). Este proceso, además de cubrir un paso fundamental para la remoción de nitrógeno de las aguas residuales, abarca una de las mayores problemáticas de este tipo de instalaciones: las emisiones de

gases de efecto invernadero (GEI), puesto que los microorganismos aprovechan el metano que se puede encontrar fácilmente disuelto en las aguas residuales PTAR (H.-S. Lee et al., 2018), permitiendo de forma simultánea disminuir las descargas de nitrógeno a los cuerpos de agua y también las emisiones de metano a la atmósfera. De igual modo representa una importante alternativa a la desnitrificación convencional, en la que tradicionalmente se adiciona metanol, acetato o una porción de agua residual cruda para suplir las necesidades de carbono orgánico de los microorganismos, pero, al usar metano, puede llegar a reducir de forma importante los costos de operación en un sistema de remoción de nitrógeno (Cogert et al., 2019). Si bien el proceso DAMO es prometedor, aún es necesario ahondar más en estudios que permitan superar las barreras que impiden su aplicación a escala real, como un entendimiento más profundo de los mecanismos biológicos, su comportamiento con agua residual real y su acoplamiento con procesos de nitrificación para lograr una remoción completa de nitrógeno.

Desnitrificación autótrofa

La desnitrificación autótrofa es un proceso biológico en el que los microorganismos reducen el nitrato y/o nitrito a nitrógeno gaseoso sin necesidad de una fuente de carbono orgánico. En su lugar emplean otros donadores de electrones inorgánicos como el gas hidrógeno, compuestos reducidos de azufre, de hierro o de manganeso (Di Capua et al., 2019). De esta forma, bajo condiciones anaerobias, el nitrato es reducido a nitrógeno gaseoso mientras que el donador de electrones es oxidado, por ejemplo, el sulfito es oxidado a sulfato (Sabba et al., 2016; Sierra-Alvarez et al., 2007). Teniendo en cuenta que los procesos de remoción de nitrógeno de las aguas residuales se suelen aplicar como tratamiento terciario al final del tren de tratamiento, este mecanismo para la desnitrificación puede

ser apropiado para superar la barrera de la necesidad de una fuente de carbono orgánico, puesto que al final del tren de tratamiento su disponibilidad puede ser insuficiente para un proceso de desnitrificación convencional. A su vez, puede ser idóneo para el tratamiento de aguas residuales con bajo contenido de carbono orgánico.

Desnitrificación aerobia

La desnitrificación convencional tiene lugar bajo condiciones anaerobias, en las cuales el nitrato es el aceptor de electrones mientras que la materia orgánica sirve como donador de electrones. En la desnitrificación aerobia, por el contrario, se presentan dos aceptores de electrones, el nitrato y el oxígeno, que pueden ser usados simultáneamente por los microorganismos, en un proceso conocido como mixotrofismo (Robertson y Kuenen, 1990; Yang et al., 2020), es decir, que pueden obtener energía de diferentes fuentes. Esto permite que se pueda llevar a cabo la desnitrificación en condiciones aerobias, las cuales generalmente requieren concentraciones de oxígeno entre 3 – 5 mgO₂/L (Ji et al., 2015; Robertson y Kuenen, 1990). Dicha cualidad lo hace apropiado para acoplarse a los procesos de nitrificación convencional, puesto que ambos se podrían desarrollar en una misma unidad de forma simultánea al tener requerimientos ambientales similares. El proceso de desnitrificación aerobia está estrechamente ligado a la nitrificación heterótrofa mencionada anteriormente, puesto que pueden ocurrir simultáneamente a través de relaciones simbióticas o mediante las complejas rutas metabólicas de un microorganismo, las cuales incluyen la oxidación del amonio a nitrito y luego a nitrato, y posteriormente la reducción del nitrato a nitrógeno gaseoso (Song et al., 2021).

De igual forma, la desnitrificación aerobia puede realizarse con múltiples donadores de electrones, como materia orgánica, metano

e incluso sustancias inorgánicas como sulfatos (D. Liu et al., 2021). A pesar de la ventaja que tiene este proceso frente a los procesos convencionales, puede llegar a presentarse acumulación de nitrito y/o nitrato al no tener una ruta metabólica completa para la desnitrificación (Wang et al., 2009), lo cual puede resultar inhibitorio para los microorganismos, por lo que aún es necesario ahondar en los requerimientos ambientales para la aplicación de este tipo de procesos en la remoción de nitrógeno de las aguas residuales.

Combinación de procesos para la remoción de nitrógeno

Para conseguir una remoción completa del nitrógeno de las aguas residuales es necesario permitir que el nitrógeno que se encuentra principalmente en forma de amonio y/o amoniaco sea primero transformado a nitrito y a nitrato, y, finalmente, el nitrato sea transformado a nitrógeno gaseoso, por lo que es necesario combinar los procesos de nitrificación y desnitrificación. En los procesos convencionales de remoción de nitrógeno estos dos procesos son realizados de forma individual generalmente en unidades separadas debido a que los microorganismos tienen requerimientos ambientales diferentes y excluyentes, la nitrificación es aerobia y la desnitrificación es anaerobia, lo que hace que este tipo de procesos sean costosos y de difícil operación (Rout et al., 2021). Aunque ambos procesos pueden ocurrir simultáneamente mediante la nitrificación autótrofa y desnitrificación aerobia, la aplicación eficiente de este tipo de procesos a escala real para el tratamiento de aguas residuales aún está lejos, principalmente porque pocos estudios se han acercado a las condiciones reales de las aguas residuales y a su compleja composición microbiológica (Xi et al., 2022; Yan et al., 2022).

Por su parte, el proceso Anammox ha sido implementado exitosamente a escala real principalmente en conjunto con el proceso de nitrificación parcial, completando la oxidación del amonio y la transformación del nitrito (Lackner et al., 2014), logrando una remoción eficiente del nitrógeno con un bajo requerimiento de oxígeno. Sin embargo, en la aplicación conjunta de estos dos procesos se debe evitar la acumulación de nitrato debido al metabolismo de las bacterias Anammox.

Igualmente, el proceso Anammox se ha evaluado en conjunto con el proceso DAMO, logrando así una remoción completa de las especies de nitrógeno presentes en el agua residual (Fan et al., 2020; Huang et al., 2020; T. Liu et al., 2020; Peng et al., 2020; Shi et al., 2013). En este acople, las bacterias Anammox producen gas nitrógeno y nitrato a partir del amonio y el nitrito, este nitrato producido es usado por las archaeas DAMO, que transforman el metano, a la vez que producen nitritos, los cuales pueden ser usados por las bacterias DAMO para también oxidar metano, logrando con esto no solo la remoción de nitrógeno, sino la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, todo esto en condiciones anaerobias (Kartal et al., 2018). Con el acople e implementación de estos dos procesos para la remoción de nitrógeno de las aguas residuales, no solo se lograría evitar las descargas de nitrógeno a los cuerpos de agua receptores y la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, sino que se lograría reducir costos de operación, puesto que se elimina el uso de la aireación para el proceso de nitrificación y el uso de fuentes externas de carbono para el proceso de desnitrificación (Holmes et al., 2019). Sin embargo, los estudios enfocados en el acople de estos dos procesos han sido a escala de laboratorio, por lo que aún es necesario adelantar suficientes investigaciones que permitan llegar a su implementación a escala real.

Recuperación de nitrógeno de las aguas residuales

El nitrógeno presente en las aguas residuales puede considerarse como un elemento aprovechable, y no solo un contaminante de las aguas, ya que al estar presente en altas concentraciones podría recuperarse a través de procesos biológicos por medio de biosólidos, los cuales pueden favorecer las actividades agrícolas al aplicarse a los suelos para mejorar sus características y favorecer el crecimiento de cultivos, reemplazando el uso de fertilizantes artificiales.

Si bien el exceso de nitrógeno en las aguas es causante de contaminación y de eutrofización de los ecosistemas, este elemento es esencial para el crecimiento celular, por lo cual las aguas residuales son una fuente importante de la que se puede recuperar nitrógeno, que puede ser usado posteriormente como fertilizante.

A pesar de que los procesos fisicoquímicos de recuperación de nitrógeno como el *air-stripping* son muy eficientes, en las corrientes principales de aguas residuales el nitrógeno suele estar muy diluido, volviendo estos procesos inviables económicamente (Winkler y Straka, 2019). Sin embargo, el nitrógeno puede ser capturado en los biosólidos, los cuales son todos provenientes de sistemas de tratamiento de aguas residuales que cumplen algún tipo de requerimiento gubernamental para que puedan ser aplicados directamente a los suelos (Cogger et al., 2006; Zhang y Liu, 2021).

Aunque las aguas residuales contienen una cantidad de nitrógeno, este se encuentra muy diluido. Como consecuencia, en los procesos heterótrofos, solo entre el 10 – 20 % del nitrógeno logra ser recuperado en los biosólidos por medio de procesos convencionales de tratamiento de aguas. No obstante, los organismos autótrofos

han demostrado ser más eficientes para recuperar nitrógeno (Winkler y Straka, 2019), por lo que muchos estudios se centran en el uso de microalgas como alternativa sostenible de tratamiento de aguas residuales logrando un tratamiento eficiente y recuperación de materia y energía. Estos procesos permiten recuperar nitrógeno en la biomasa (biofertilizante). También pueden ser integrados a procesos físicoquímicos para obtener estruvita (Abey Siriwardana-Arachchige et al., 2020; Cai et al., 2013; J. C. Lee et al., 2018; Li et al., 2019; Sturm y Lamer, 2011).

La aplicación de biofertilizantes producidos a partir de algas a los suelos se ha logrado llevar a cabo de forma exitosa anteriormente. Las aguas residuales de una industria de procesamiento cárnico fue tratada por medio de una laguna de algas de alta tasa (HRAP), la biomasa fue posteriormente colectada y concentrada, obteniendo un biofertilizante con una alta concentración de urea que al ser aplicado a los suelos mejora sus características (de Souza et al., 2019), y que, además de ser competitivos frente a los fertilizantes convencionales, pueden traer ventajas en cuanto a que presentan menor impacto ambiental, siempre y cuando se usen tecnologías sustentables para su desarrollo (Castro et al., 2020; de Souza et al., 2019).

Conclusiones

La eliminación de nitrógeno de las aguas residuales puede ser derivada de distintas formas dependiendo de su objetivo. Así, cuando se trate de solo evitar las descargas de nutrientes a los cuerpos de aguas receptores es posible usar procesos biológicos de remoción de nitrógeno, como los procesos Anammox o DAMO, con los cuales es posible lograr efluentes con una baja carga de nitrógeno en sistemas de tratamiento que sean eficientes en uso energético y

que además tengan impacto positivo en el medio ambiente al evitar, no solo las descargas de nitrógeno, sino también de gases de efecto invernadero.

Por otro lado, es posible usar las aguas residuales como un recurso del cual se obtenga materia que pueda ser usada en algún otro proceso productivo, así es el caso de los biosólidos y los biofertilizantes, los cuales son productos obtenidos a partir del tratamiento de aguas residuales, ricos en nutrientes, que pueden ser aplicados a los suelos para mejorar sus características agrícolas. Uno de estos productos que prometen ser muy eficientes, y a su vez sostenibles, son los biofertilizantes obtenidos a partir de procesos que involucren microalgas, conocidas por tener una mayor afinidad a la absorción de nutrientes en su biomasa. Aun así, todavía es necesario ampliar los conocimientos en la aplicación de estas tecnologías para que se puedan integrar unas con otras y lograr sistemas de tratamiento de aguas con bajo o nulo impacto ambiental.

Finalmente, a pesar de que todas estas tecnologías se pueden implementar y lograr resultados satisfactorios, en Colombia aún no se exigen aguas residuales tratadas que cumplan con límites máximos para nitrógeno, por lo que no se han logrado desarrollos importantes de sistemas de tratamiento que involucren la remoción o recuperación de nutrientes. Por otra parte, la aplicación de biosólidos a los suelos está regulada por el Decreto 1287 de 2014, en donde se dictan las características que estos deben cumplir, sin embargo, solo se establecen límites para algunos metales y organismos patógenos, mientras que la Norma Técnica Colombiana NTC 5167 establece los requisitos que deben cumplir los productos orgánicos que van a ser usados como abonos y fertilizantes, pero no se detallan las implicaciones del uso de biosólidos o biofertilizantes.

Referencias

- Abeyesiriwardana-Arachchige, I. S. A., Munasinghe-Arachchige, S. P., Delanka-Pedige, H. M. K., & Nirmalakhandan, N. (2020). Removal and recovery of nutrients from municipal sewage: Algal vs. conventional approaches. *Water Research*, 175, 115709. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115709>
- Aranguren-Riaño, N. J., Shurin, J. B., Pedroza-Ramos, A., Muñoz-López, C. L., López, R., & Cely, O. (2018). Sources of nutrients behind recent eutrophication of Lago de Tota, a high mountain Andean lake. *Aquatic Sciences*, 80(4), 0. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0588-x>
- Cai, T., Park, S. Y., & Li, Y. (2013). Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 19, 360–369. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.030>
- Canosa, A., & Pinilla, G. (1999). Bacteriological eutrophication indicators in four Colombian water bodies (South America). *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 4(1–2), 23–27. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.1999.00079.x>
- Carey, R. O., & Migliaccio, K. W. (2009). Contribution of Wastewater Treatment Plant Effluents to Nutrient Dynamics in Aquatic Systems. *Environmental Management*, 44(2), 205–217. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9309-5>
- Carrero Parra, A. M., Pinilla Castillo, D. M., Vargas Rojas, J., Gómez Puerto, C., & Hernández Villalba, N. A. (2018). Estudio Sectorial de los servicios públicos domiciliarios de Acueducto y Alcantarillado 2014 - 2017. In *Superintendencia de servicios Públicos Domiciliarios*.
- Castignetti, D., & Hollocher, T. C. (1984). Heterotrophic nitrification among denitrifiers. *Applied and Environmental Microbio-*

- logy, 47(4), 620–623. <https://doi.org/10.1128/aem.47.4.620-623.1984>
- Castro, J. de S., Calijuri, M. L., Ferreira, J., Assemany, P. P., & Ribeiro, V. J. (2020). Microalgae based biofertilizer: A life cycle approach. *Science of the Total Environment*, 724. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138138>
- Cogert, K. I., Ziels, R. M., & Winkler, M. K. H. (2019). Reducing Cost and Environmental Impact of Wastewater Treatment with Denitrifying Methanotrophs, Anammox, and Mainstream Anaerobic Treatment. *Environmental Science and Technology*, 53(21), 12935–12944. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04764>
- Cogger, C. G., Forge, T. A., & Neilsen, G. H. (2006). Biosolids recycling: Nitrogen management and soil ecology. *Canadian Journal of Soil Science*, 86(4), 613–620. <https://doi.org/10.4141/S05-117>
- Communities, E. (2002). *Eutrophication and Health. World Health Organization Regional Office for Europe* (G. Klein & P. Perera, Eds.).
- de Souza, M. H. B., Calijuri, M. L., Assemany, P. P., Castro, J. de S., & de Oliveira, A. C. M. (2019). Soil application of microalgae for nitrogen recovery: A life-cycle approach. *Journal of Cleaner Production*, 211, 342–349. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.097>
- Delgado Vela, J., Stadler, L. B., Martin, K. J., Raskin, L., Bott, C. B., & Love, N. G. (2015). Prospects for biological nitrogen removal from anaerobic effluents during mainstream wastewater treatment. *Environmental Science and Technology Letters*, 2(9), 234–244. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.5b00191>
- Di Capua, F., Pirozzi, F., Lens, P. N. L., & Esposito, G. (2019). Electron donors for autotrophic denitrification. *Chemical Engineering Journal*, 362(3), 922–937. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.01.069>
- Dorham, M. M. (2014). Effects of Eutrophication. In A. A. Ansari &

- S. S. Gill (Eds.), *Eutrophication: Causes, Consequences and Control: Volume 2*. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7814-6>
- Ettwig, K. F., Butler, M. K., Le Paslier, D., Pelletier, E., Mangenot, S., Kuypers, M. M. M., Schreiber, F., Dutilh, B. E., Zedelius, J., De Beer, D., Gloerich, J., Wessels, H. J. C. T., Van Alen, T., Luesken, F., Wu, M. L., Van De Pas-Schoonen, K. T., Op Den Camp, H. J. M., Janssen-Megens, E. M., Francoijs, K. J., ... Strous, M. (2010). Nitrite-driven anaerobic methane oxidation by oxygenic bacteria. *Nature*, 464(7288), 543–548. <https://doi.org/10.1038/nature08883>
- Fabich, A., & Kwidzińska, M. (2013). Changes in the water surface area of Lakes Udzierz and Małasek in the light of cartographic materials. *Limnological Review*, 12(4), 169–177. <https://doi.org/10.2478/v10194-012-0057-1>
- Falconer, I. R., & Humpage, A. R. (2005). Health risk assessment of cyanobacterial (blue-green algal) toxins in drinking water. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2(1), 43–50. <https://doi.org/10.3390/ijerph2005010043>
- Fan, S. Q., Xie, G. J., Lu, Y., Liu, B. F., Xing, D. F., Han, H. J., Yuan, Z., & Ren, N. Q. (2020). Development of granular sludge coupling n-DAMO and Anammox in membrane granular sludge reactor for high rate nitrogen removal. *Environmental Research*, 186(January), 109579. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109579>
- Glibert, P. M., Seitzinger, S., Heil, C. A., Burkholder, J. M., Parrow, M. W., Codispoti, L. A., & Kelly, V. (2005). The role of eutrophication in the global proliferation of harmful algal blooms. *Oceanography*, 18(SPL.ISS.2), 198–209. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2005.54>
- Haroon, M. F., Hu, S., Shi, Y., Imelfort, M., Keller, J., Hugenholtz,

- P., Yuan, Z., & Tyson, G. W. (2013). Anaerobic oxidation of methane coupled to nitrate reduction in a novel archaeal lineage. *Nature*, 500(7464), 567–570. <https://doi.org/10.1038/nature12375>
- Heil, C. A., & Muni-Morgan, A. L. (2021). Florida's Harmful Algal Bloom (HAB) Problem: Escalating Risks to Human, Environmental and Economic Health With Climate Change. In *Frontiers in Ecology and Evolution* (Vol. 9). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.646080>
- Holmes, D. E., Dang, Y., & Smith, J. A. (2019). Nitrogen cycling during wastewater treatment. In *Advances in Applied Microbiology* (1st ed., Vol. 106). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/bs.aambs.2018.10.003>
- Howarth, R. W., Sharpley, A., & Walker, D. (2002). Sources of Nutrient Pollution to Coastal Waters in the United States : Implications for Achieving Coastal Water Quality Goals. *Estuaries*, 25(4), 656–676.
- Hu, Z., Lotti, T., van Loosdrecht, M., & Kartal, B. (2013). Nitrogen removal with the anaerobic ammonium oxidation process. *Biotechnology Letters*, 35(8), 1145–1154. <https://doi.org/10.1007/s10529-013-1196-4>
- Huang, T., Liu, W., Zhang, Y., Zhou, Q., Wu, Z., & He, F. (2020). A stable simultaneous anammox, denitrifying anaerobic methane oxidation and denitrification process in integrated vertical constructed wetlands for slightly polluted wastewater. *Environmental Pollution*, 262, 114363. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114363>
- Ji, B., Yang, K., Zhu, L., Jiang, Y., Wang, H., Zhou, J., & Zhang, H. (2015). Aerobic denitrification: A review of important advances of the last 30 years. In *Biotechnology and Bioprocess Engineering* (Vol. 20, Issue 4, pp. 643–651). Korean Society for

- Biotechnology and Bioengineering. <https://doi.org/10.1007/s12257-015-0009-0>
- Kabuba, J., Lephallo, J., & Rutto, H. (2022). Comparison of various technologies used to eliminate nitrogen from wastewater: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 48, 102885. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2022.102885>
- Kartal, B., & Keltjens, J. T. (2016). Anammox Biochemistry: a Tale of Heme c Proteins. *Trends in Biochemical Sciences*, 41(12), 998–1011. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tibs.2016.08.015>
- Kartal, B., Slegers, M. F., Guerrero Cruz, S., van Kessel, M. A., Jetten, M. S., Stultjens, K., & Op den Camp, H. J. (2018). Current perspectives on the application of N-damo and anammox in wastewater treatment. *Current Opinion in Biotechnology*, 50, 222–227. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2018.01.031>
- Lackner, S., Gilbert, E. M., Vlaeminck, S. E., Joss, A., Horn, H., & van Loosdrecht, M. C. M. (2014). Full-scale partial nitrification/anammox experiences – An application survey. *Water Research*, 55, 292–303. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.032>
- Lee, H.-S., Tang, Y., Rittmann, B. E., & Zhao, H.-P. (2018). Anaerobic oxidation of methane coupled to denitrification: fundamentals, challenges, and potential. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48(19–21), 1067–1093. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1503927>
- Lee, J. C., Baek, K., & Kim, H. W. (2018). Semi-continuous operation and fouling characteristics of submerged membrane photobioreactor (SMPBR) for tertiary treatment of livestock wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 180, 244–251. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.159>
- León, C., & Peñuela, G. A. (2019). Detected cyanotoxins by UH-

- PLC MS/MS technique in tropical reservoirs of northeastern Colombia. *Toxicon*, 167(March 2018), 38–48. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2019.06.010>
- León-Munõz, J., Urbina, M. A., Garreaud, R., & Iriarte, J. L. (2018). Hydroclimatic conditions trigger record harmful algal bloom in western Patagonia (summer 2016). *Scientific Reports*, 8(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19461-4>
- Li, K., Liu, Q., Fang, F., Luo, R., Lu, Q., Zhou, W., Huo, S., Cheng, P., Liu, J., Addy, M., Chen, P., Chen, D., & Ruan, R. (2019). Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery: A review. *Bioresource Technology*, 291(June), 121934. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121934>
- Liu, D., Yang, Y., Ai, J., Li, Y., Xing, Y., & Li, J. (2021). Research on microbial structures, functions and metabolic pathways in an advanced denitrification system coupled with aerobic methane oxidation based on metagenomics. *Bioresource Technology*, 332(January), 125047. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125047>
- Liu, T., Guo, J., Hu, S., & Yuan, Z. (2020). Model-based investigation of membrane biofilm reactors coupling anammox with nitrite/nitrate-dependent anaerobic methane oxidation. *Environment International*, 137(July 2019), 105501. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105501>
- Lürling, M., Oosterhout, F. Van, & Faassen, E. (2017). *Eutrophication and Warming Boost Cyanobacterial Biomass and Microcystins*. 1–16. <https://doi.org/10.3390/toxins9020064>
- Resolución 0631 de 2015. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, (2015).
- Resolución 0883 de 2018. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, (2018).
- Martikainen, P. J. (2022). Heterotrophic nitrification – An eternal

- mystery in the nitrogen cycle. *Soil Biology and Biochemistry*, 168(September 2021), 108611. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108611>
- Metcalf & Eddy. (1995). *Ingeniería de las Aguas Residuales. Volumen 1*.
- Mulder, A., van de Graaf, A. A., Robertson, L. A., & Kuenen, J. G. (1995). Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiology Ecology*, 16(3), 177–183. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1995.tb00281.x>
- Nalley, E. M., Tuttle, L. J., Conklin, E. E., Barkman, A. L., Wulstein, D. M., Schmidbauer, M. C., & Donahue, M. J. (2023). A systematic review and meta-analysis of the direct effects of nutrients on corals. *Science of The Total Environment*, 856, 159093. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.159093>
- Nazari-Sharabian, M., Ahmad, S., & Moses, K. (2018). Climate Change and Eutrophication: A Short Review. *Engineering, Technology and Applied Science Research*, Vol. 8, No (6), 3668–3672.
- Peng, L., Nie, W.-B., Ding, J., Ni, B.-J., Liu, Y., Han, H.-J., & Xie, G.-J. (2020). Denitrifying Anaerobic Methane Oxidation and Anammox Process in a Membrane Aerated Membrane Bio-reactor: Kinetic Evaluation and Optimization. *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01154>
- Quirós, R., Boveri, M. B., Petracchi, C. A., Rennlla, A. M., Rosso, J. J., Sosnovsky, A., & von Bernard, H. t. (2006). The Effects of the Pampa Wetlands Agriculturization on Shallow Lakes Eutrophication. In G. Tundisi, T. Matsumura-Tundisi, & C. S. Galli (Eds.), *Eutrofização na América do Sul: Causas, consequências e tecnologias de gerenciamento e controle* (pp. 1–16). Instituto Internacional de Ecologia, Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental, Academia Brasileira de Ciências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.

- Ren, Y., Hao Ngo, H., Guo, W., Wang, D., Peng, L., Ni, B. J., Wei, W., & Liu, Y. (2020). New perspectives on microbial communities and biological nitrogen removal processes in wastewater treatment systems. *Bioresource Technology*, 297, 122491. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122491>
- Ren, Y.-H., Wang, K., Li, X.-K., Ma, K.-L., & Zhang, J. (2014). Influence of alkalinity and DO on ANAMMOX bioreactor at normal temperature and low substrate concentration. *Huan Jing Ke Xue= Huanjing Kexue*, 35(11), 4218—4223.
- Robertson, L. a, & Kuenen, J. G. (1990). Combined heterotrophic nitrification and aerobic denitrification in *Thiosphaera pantotropha* and other bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek*, 139—152.
- Roldán Pérez, G., Campuzano Ochoa, C. P., Chalarca, D. A., Molina Pérez, F. J., Rodríguez Loaiza, D. C., Benjumea Hoyos, C. A., Villabona Gonzáles, S. L., & Ríos Pulgarín, M. I. (2019). La calidad del agua en Colombia. In *Calidad del Agua en las Americas. Riesgos y Oportunidades* (pp. 201–237). UNESCO.
- Rout, P. R., Shahid, M. K., Dash, R. R., Bhunia, P., Liu, D., Varjani, S., Zhang, T. C., & Surampalli, R. Y. (2021). Nutrient removal from domestic wastewater: A comprehensive review on conventional and advanced technologies. *Journal of Environmental Management*, 296(February), 113246. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113246>
- Sabba, F., DeVries, A., Vera, M., Druschel, G., Bott, C., & Nerenberg, R. (2016). Potential use of sulfite as a supplemental electron donor for wastewater denitrification. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 15(4), 563–572. <https://doi.org/10.1007/s11157-016-9413-y>
- Sánchez, O., Herzig, M., Peter, E., Márquez, R., & Luis, Z. (2017). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*.
- Selman, M., & Greenhalgh, S. (2009). Eutrophication: Sources and

- Drivers of Nutrient Pollution. In *World Resources Institute* (Issue 2).
- Shi, Y., Hu, S., Lou, J., Lu, P., Keller, J., & Yuan, Z. (2013). Nitrogen removal from wastewater by coupling anammox and methane-dependent denitrification in a membrane biofilm reactor. *Environmental Science and Technology*, 47(20), 11577–11583. <https://doi.org/10.1021/es402775z>
- Sierra-Alvarez, R., Beristain-Cardoso, R., Salazar, M., Gómez, J., Razo-Flores, E., & Field, J. A. (2007). Chemolithotrophic denitrification with elemental sulfur for groundwater treatment. *Water Research*, 41(6), 1253–1262. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.12.039>
- Sinistro, R., Sánchez, M. L., Unrein, F., Schiaffino, M. R., Izaguirre, I., & Allende, L. (2015). Responses of phytoplankton and related microbial communities to changes in the limnological conditions of shallow lakes: a short-term cross-transplant experiment. *Hydrobiologia*, 752(1), 139–153. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2158-0>
- Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, 24(4), 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>
- Song, T., Zhang, X., Li, J., Wu, X., Feng, H., & Dong, W. (2021). A review of research progress of heterotrophic nitrification and aerobic denitrification microorganisms (HNADMs). *Science of the Total Environment*, 801. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149319>
- Sturm, B. S. M., & Lamer, S. L. (2011). An energy evaluation of coupling nutrient removal from wastewater with algal biomass production. *Applied Energy*, 88(10), 3499–3506. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.12.056>
- Superservicios. (2022). *Servicios Públicos Domiciliarios de Acueducto y Alcantarillado Vigencia 2021*.

- Third, K. A., Sliekers, A. O., Kuenen, J. G., & Jetten, M. S. M. (2001). The CANON system (completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite) under ammonium limitation: Interaction and competition between three groups of bacteria. *Systematic and Applied Microbiology*, 24(4), 588–596. <https://doi.org/10.1078/0723-2020-00077>
- Ulloa, M. J., Álvarez-Torres, P., Horak-Romo, K. P., & Ortega-Iza-guirre, R. (2017). Harmful algal blooms and eutrophication along the mexican coast of the Gulf of Mexico large marine ecosystem. *Environmental Development*, 22(October 2016), 120–128. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2016.10.007>
- von Sperling, M., & de Lemos Chernicharo, C. A. (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. Vol 1*. IWA Publishing.
- Wang, J., Lu, H., Chen, G. H., Lau, G. N., Tsang, W. L., & van Loos-drecht, M. C. M. (2009). A novel sulfate reduction, autotrophic denitrification, nitrification integrated (SANI) process for saline wastewater treatment. *Water Research*, 43(9), 2363–2372. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.02.037>
- Winkler, M. K., & Straka, L. (2019). New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. *Current Opinion in Biotechnology*, 57, 50–55. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2018.12.007>
- Withers, P. J. A., Neal, C., Jarvie, H. P., & Doody, D. G. (2014). Agriculture and eutrophication: Where do we go from here? In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 6, Issue 9, pp. 5853–5875). MDPI. <https://doi.org/10.3390/su6095853>
- Xi, H., Zhou, X., Arslan, M., Luo, Z., Wei, J., Wu, Z., & Gamal El-Din, M. (2022). Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification process: Promising but a long way to go in the wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 805.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150212>

- Yan, Y., Lu, H., Zhang, J., Zhu, S., Wang, Y., Lei, Y., Zhang, R., & Song, L. (2022). Simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification (SND) for nitrogen removal: A review and future perspectives. *Environmental Advances*, 9(April), 100254. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100254>
- Yang, J., Feng, L., Pi, S., Cui, D., Ma, F., Zhao, H. ping, & Li, A. (2020). A critical review of aerobic denitrification: Insights into the intracellular electron transfer. *Science of The Total Environment*, 731, 139080. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.139080>
- Zhang, X., & Liu, Y. (2021). Circular economy-driven ammonium recovery from municipal wastewater: State of the art, challenges and solutions forward. *Bioresource Technology*, 334, 125231. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125231>
- Zhu, G., Peng, Y., Li, B., Guo, J., Yang, Q., & Wang, S. (2008). Biological Removal of Nitrogen from Wastewater. In D. M. Whitacre (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* (pp. 159–195). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-71724-1_5

CAPÍTULO 4

Turbinas de vórtice gravitacional para la diversificación energética en zonas no interconectadas

Johan Betancour-Osorio

Grupo de Investigación Energía Alternativa-GEA, Facultad de Ingeniería,
Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. Orcid: 0000-0002-3349-9990.

Ainhoa Rubio-Clemente

Grupo de Investigación Energía Alternativa-GEA, Facultad de Ingeniería,
Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. Orcid: 0000-0003-1527-260X.

Edwin Chica

Grupo de Investigación Energía Alternativa-GEA, Facultad de Ingeniería,
Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. Orcid: 0000-0002-5043-6414.

Resumen

En este capítulo se presenta el diseño y evaluación experimental de una turbina de vórtice gravitacional, destinada a diversificar la matriz energética sin requerir el represamiento de agua en comparación con las grandes centrales hidroeléctricas, pero sí la consecuente minimización de los impactos ambientales asociados. Para el diseño de la turbina se empleó la dinámica de fluido computacional con miras a evaluar numéricamente el desempeño fluido-dinámico de esta, la cual está compuesta por un canal de entrada, una cámara de descarga y un rotor. Se fabricó un prototipo de la turbina a escala de laboratorio usando procesos convencionales de mecanizado y técnicas de impresión 3D con el fin de verificar los resultados numéricos. Las pruebas experimentales validaron los resultados numéricos y confirmaron una eficiencia hidráulica aproximada del 49,5 % a 140,25 RPM, demostrando su potencial para contribuir a la generación de energía sostenible y diversificada en la matriz energética, permitiendo la consecución de los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) 6 y 7, específicamente.

Palabras clave

Turbina de vórtice gravitacional, generación distribuida, energía renovable, eficiencia hidráulica.

Abstract

This chapter presents the design and experimental evaluation of a gravitational vortex turbine aimed at diversifying the energy matrix without the need for water impoundment, in contrast to large hydroelectric power plants and the subsequent environmental impacts associated. For the turbine design, computational fluid dynamics was employed to numerically assess the fluid-dynamic performance of the turbine, consisting of an inlet channel, a discharge chamber, and a rotor. A laboratory-scale turbine prototype was manufactured using conventional machining processes and 3D printing techniques to verify the numerical results. Experimental tests validated the numerical findings and confirmed an approximate hydraulic efficiency of 49.5% at 140.25 RPM, demonstrating its potential to contribute to a sustainable and diversified energy generation within the energy matrix, allowing for the contribution of Sustainable Development Goals (SDG) 6 and 7, particularly.

Keywords

Gravitational vortex turbine, distributed generation, renewable energy, hydraulic efficiency.

Introducción

El plan energético del país establece la necesidad de diversificar las fuentes de energía mediante fuentes no convencionales de energía renovable (FNCER) (Henao y Dyner, 2020; Pupo-Roncallo et al., 2019; Gómez-Navarro and Ribó-Pérez 2018; Rueda-Bayona et al., 2019). Sin embargo, los desafíos clave para implementar las energías renovables a gran escala, o en volúmenes suficientes para reemplazar las fuentes convencionales, se basan en la estrecha vinculación de su disponibilidad con la geografía (Arias-Gaviria et al., 2019). A diferencia de los combustibles fósiles, que pueden transportarse, los recursos como el viento, el agua, las mareas, la biomasa o la radiación solar tienen un potencial considerable en ubicaciones específicas (Babaremu et al., 2022; Notton et al., 2018). A esto se suma la variabilidad en la disponibilidad de estos recursos, siendo especialmente notoria en la energía eólica y solar, que pueden generar fluctuaciones notables de una a otra hora y entre el día y la noche (Notton et al., 2018). La dificultad o incluso imposibilidad de transporte y distribución de estas fuentes renovables también representa un desafío importante.

Frente a este panorama, consolidar capacidades científicas y tecnológicas nacionales se vuelve esencial. Además, es crucial adaptar y/o desarrollar tecnologías para aprovechar eficientemente estos recursos renovables y asegurar su viabilidad económica, optimizando su uso según las particularidades de cada fuente energética (Ang et al., 2022; Al-Shetwi, 2022; You et al., 2022). Estos desafíos son reflejados en el informe de la Misión de Sabios-Colombia 2019, donde se resalta la necesidad de tecnologías más eficientes y competitivas en costos para lograr una complementariedad entre fuentes renovables y energías convencionales.

La generación de energía a partir de FNCER no solo satisface las crecientes demandas de la población, sino que también extiende el acceso a comunidades desatendidas (Østergaard et al., 2021; 2022). En Colombia, a pesar del potencial energético, las áreas no interconectadas a la red eléctrica nacional (ZNI) carecen de un acceso confiable a la electricidad y presentan carencias en servicios básicos y comunicación. Para abordar esta problemática, se proponen soluciones como la implementación de plantas de generación de energía *in situ* como diésel, pequeñas centrales hidroeléctricas y paneles fotovoltaicos (Henaó y Dyner 2020; Pupo-Roncallo et al., 2019).

En respuesta a estos desafíos, se propone el diseño, fabricación y caracterización de una turbina de vórtice gravitacional (TVG) que funcione a filo de agua, con el objetivo de fomentar la diversificación de la matriz energética y establecer un sistema energético confiable, accesible, sostenible y competitivo en todo el territorio, especialmente en las ZNI. La turbina diseñada puede contribuir a las metas trazadas por el país en la agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), en particular los ODS 6 y 7. En este contexto, las TVG a filo de agua ofrecen ventajas sustanciales al no requerir represas, optimizar la conversión de energía cinética del agua en electricidad y ampliar su aplicabilidad geográfica, lo que contribuye a una matriz energética diversificada y sostenible.

Materiales y métodos

Conceptos fundamentales

Una TVG es un dispositivo de generación de energía compuesto esencialmente por un canal de entrada, una cámara de descarga, un rotor y un generador eléctrico. Funciona al inducir un flujo en espiral en el canal de descarga, generando una presión diferencial que im-

pulsa el giro del rotor. En comparación con las turbinas hidráulicas convencionales que dependen de altas caídas de agua y represas, la TVG puede operar eficazmente en áreas con bajas alturas de caída y bajos caudales, expandiendo así sus posibilidades geográficas de implementación. Este enfoque tiene como objetivo maximizar la eficiencia en la conversión de la energía cinética del agua en energía eléctrica, evitando construir infraestructuras a gran escala y reduciendo los impactos ambientales asociados.

Las TVG son mecanismos relativamente nuevos (Bajracharya et al., 2018); han sido propuestas no solo para la generación eléctrica sino también para aumentar los niveles de oxígeno disuelto en el cuerpo de agua del que hacen uso (Mohan, 2016). La Figura 4.1 muestra los principales parámetros para tener en cuenta en la definición geométrica del canal de entrada y la cámara de descarga de la turbina. En la Tabla 4.1 se describen los parámetros presentes en la Figura 1, además de los valores seleccionados para cada uno de ellos.

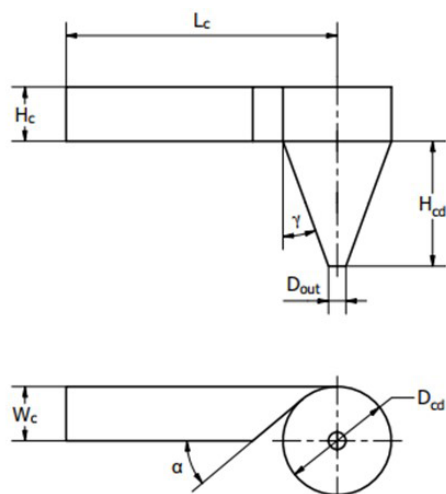


Figura 4.1. Principales parámetros geométricos del canal de entrada y cámara de descarga de una TVG

Fuente: elaboración propia.

Tabla 4.1. Parámetros geométricos del canal de entrada y la cámara de descarga

Factor	Descripción	Valor
D_{cd}	Diámetro superior de la cámara de descarga	500 mm
D_{out}	Diámetro de salida	80 mm
H_{cd}	Altura de la cámara de descarga	577 mm
γ	Ángulo del cono	20°
α	Ángulo de conexión entre el canal de entrada y la cámara de descarga	40°
H_c	Altura del canal de entrada	250 mm
W_c	Ancho del canal de entrada	250 mm
L_c	Longitud del canal de entrada	1250 mm
D_{out}/D_{cd}	Relación entre diámetros	0,16

Fuente: elaboración propia.

En lo que respecta al canal de entrada se han reportado estudios en los que varía principalmente su sección transversal y la forma en la que este se conecta con la cámara de descarga. Las conclusiones muestran que se obtienen mejores velocidades a la salida de la cámara de descarga cuando se tiene un canal de entrada con un corte longitudinal de forma rectangular. En cuanto a la conexión con la cámara se encuentran mejores resultados en uniones que mantienen la sección transversal rectangular y presentan relaciones de aspecto tales que su alto es mayor que su ancho (Rahman et al., 2018). Esta relación también ha hecho que se preste especial atención a la forma en la que la sección transversal se va estrechando hasta alcanzar la relación de aspecto deseada, haciendo necesario definir el ángulo con el cual se obtienen mejores resultados en esta transición. En este sentido, se ha informado en la literatura que la conexión entre secciones que mejores velocidades entrega es aquella en la que el canal va reduciendo su ancho hasta llegar a la

cámara de descarga, convergiendo de forma triangular desde una visión en planta (Thapa et al., 2017).

Por su parte, Dhakal et al. (2017) demuestran que para lograr mayores velocidades de salida del agua de la cámara de descarga es conveniente mantener un ancho bajo en la conexión entre canal y cámara, encontrando un máximo para la velocidad de salida del agua para un valor del ángulo de la conexión de 40° . Cabe destacar que los parámetros anteriores están directamente relacionados, ya que, al trazar la conexión entre las aristas del canal y la circunferencia de la cámara de descarga de forma tangencial, se logra obtener uno de estos valores por construcción tras definir el otro. Estos parámetros fueron variados individualmente para analizar sus efectos.

En el presente estudio se prioriza el efecto que tiene el ángulo de conexión, fijando este valor en 40° . El ancho de la conexión entre el canal de entrada y la cámara de descarga es el resultante de la construcción geométrica. Para la longitud y la sección transversal cuadrada del canal de entrada se seleccionaron un valor de $2,5D_{cd}$ y $0,5D_{cd}$, respectivamente (Dhakal et al., 2017). En el diseño de la cámara de descarga se han comparado principalmente geometrías cónicas y cilíndricas, concluyendo que las cámaras cónicas son las que mejor efecto tienen a la hora de maximizar la velocidad de salida del agua del sistema, logrando entregar mejores eficiencias (Dhakal et al., 2015; Timilsina et al., 2018). Así pues, en el desarrollo del presente trabajo se usará una cámara de descarga con diámetro superior a 500 mm, basados en estudios previos y la factibilidad de construcción del modelo experimental final, ya que este tamaño facilita el posterior montaje del sistema en las instalaciones del laboratorio.

Por otro lado, el diámetro de salida de la cámara de descarga debe ser concebido para permitir una adecuada formación del vórtice, obteniéndose mejores eficiencias en los vórtices que presentan conos de aire completamente desarrollados hasta el final de la cámara de descarga (Marian et al., 2012). Con ese precedente y atendiendo a lo presentado por Dhakal y colaboradores, quienes concluyen que las relaciones entre el diámetro de salida y el diámetro superior de la cámara que entregan las mejores velocidades de salida del agua son 0,14 y 0,18 (Dhakal et al., 2014), se escoge un valor del 0,16, con el cual se obtiene un diámetro de salida de 80 mm.

Con respecto al ángulo del cono se tiene en cuenta la investigación de Mulligan y Casserly (2010), quienes realizaron pruebas para diferentes ángulos de cono con una cámara de descarga de 800 mm de diámetro superior, concluyendo que 23° era el mayor ángulo con el que se seguía obteniendo formación de vórtice con buenas velocidades de salida. Para el desarrollo del presente estudio, se seleccionó un ángulo de cono de 20° , buscando facilitar el modelado del dominio y la fabricación del banco para experimentación.

Simulación numérica del canal de entrada y la cámara de descarga

Con el propósito de conocer el comportamiento del canal de entrada y la cámara de descarga de una TVG se realizaron análisis computacionales en el software CFD Ansys Fluent. El dominio computacional empleado en la simulación fue modelado haciendo uso del software Autodesk Inventor, de donde los modelos tridimensionales fueron posteriormente llevados a Spaceclaim. En este aplicativo se nombraron adecuadamente las fronteras necesarias para posteriormente hacer uso del software Ansys Fluent 19R3 con su

módulo de mallado, creando mallas del tipo poly-hexcore. Dichas mallas fueron procesadas en el solucionador de Ansys Fluent 19R3 de forma paralela en 16 cores, empleando un computador LENOVO Thinkstation P520, equipado con un procesador Intel Xeon W2145 @ 3.7 GHz y 64 GB de memoria RAM.

La técnica de mallado poly-hexcore permite combinar elementos poliedrales y hexaedros de alta calidad; en las zonas cercanas a las paredes se hace uso de poliprimas, los cuales pueden describir con alto grado de detalle las capas ubicadas en las fronteras, mientras que en las zonas más lejanas de las paredes se hace uso de hexaedros que entregan mallas estructuradas, reduciéndose los tiempos entre las interacciones computacionales en comparación con mallas completamente no estructuradas. Una de las grandes innovaciones presentadas por Ansys con este mallador es la de poder llevar a cabo las transiciones entre los poliprimas y los hexaedros llenando estas brechas con poliedros Mosaic (Zore et al., 2019), con lo que se logra describir todo el dominio con elementos que inherentemente presentan mejores métricas de mallado que los elementos tetraedrales, comúnmente usados en mallas no estructuradas cuando se requieren discretizar geometrías complejas.

Las simulaciones para el llenado del canal se desarrollan en modo transitorio, formulación en la que inicialmente el canal se encuentra completamente vacío y el agua va ingresando hasta alcanzar el nivel de operación y conformar el vórtice de superficie libre. Cada paso temporal fue configurado para ser corrido en un máximo de 30 iteraciones, con un criterio de convergencia para los residuales de 10^{-4} . Estas fueron normas de convergencia establecidas para todas las simulaciones desarrolladas.

Luego, para el tratamiento del problema se utilizó un enfoque RANS (Reynolds-Averaged Navier-Stokes) con el modelo de turbulencia K- ϵ RNG con funciones de pared y corrección de curvatura. Este modelo presenta buen desempeño en la descripción de la formación de vórtices de superficie libre al poder predecir de forma adecuada los fenómenos en flujos, cuyas líneas de corriente son deformadas rápidamente y presentan curvaturas importantes (Dhakal et al., 2015).

Buscando describir adecuadamente la interfase entre el agua y el aire, se utilizó el modelo VoF (Volume of Fluid) implícito, que permite resolver con buena precisión la posición de la interfase y los diferentes datos de presión sin incurrir en los altos costos computacionales que representa el uso del modelo explícito. El aire fue definido como fase primaria para este modelo. Por su parte, la entrada del fluido al sistema se definió usando una entrada de velocidad con una fracción volumétrica de 1 para el agua, con un valor de 0,05 m/s para una intensidad de turbulencia por defecto del 10 %. La parte superior del dominio fue definida como una abertura, empleando una condición de salida de presión, así como la salida misma; en estas fronteras se aplicó una intensidad de turbulencia del 5 %, una presión manométrica de 5 Pa y una fracción volumétrica de reflujo de 1 para el aire. Para todas las paredes se impuso la condición de no deslizamiento.

Inicialmente se realiza una simulación del canal de entrada y la cámara de descarga para verificar la formación del vórtice. La Figura 4.2 muestra las condiciones de frontera para el dominio computacional; las dimensiones fueron presentadas en la Tabla 4.1.

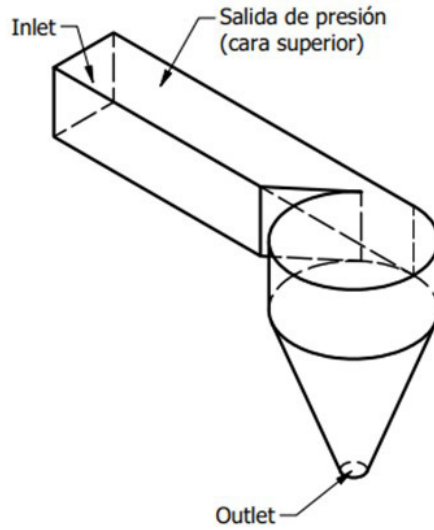


Figura 4.2. Fronteras del dominio computacional para las simulaciones del canal y la cámara de descarga

Fuente: elaboración propia.

Ahora bien, para lograr obtener resultados confiables con este tipo de simulaciones, se hace necesaria la realización de estudios rigurosos de independencia espacial y temporal, con los cuales puede esperarse que las conclusiones obtenidas en el entorno numérico sean lo suficientemente cercanas a aquellas que se obtendrían al realizar pruebas con prototipos en entornos experimentales, manteniendo el costo computacional tan bajo como sea posible. En la Figura 4.3 se muestran los resultados del estudio de independencia del tamaño de la malla y el paso temporal usado para la simulación por medio de la metodología de la extrapolación de Richardson (Betancour et al., 2023). El parámetro seleccionado para los estudios de independencia fue la velocidad tangencial media alrededor del eje de la cámara cónica. Esta velocidad se calculó para un plano ubicado al 70 % de la profundidad de la cámara de descarga, teniendo en cuenta que la velocidad tangencial del flujo es un dato de

alta importancia para la operación de una planta de generación por vórtice gravitacional. Además, se ha reportado que pueden encontrarse mejores eficiencias cuando el rodete se encuentra entre el 65 y 75 % de profundidad de la cámara de descarga (Rahman et al., 2017), con lo que la velocidad tangencial calculada alrededor del eje de simetría del cono cobra importancia.

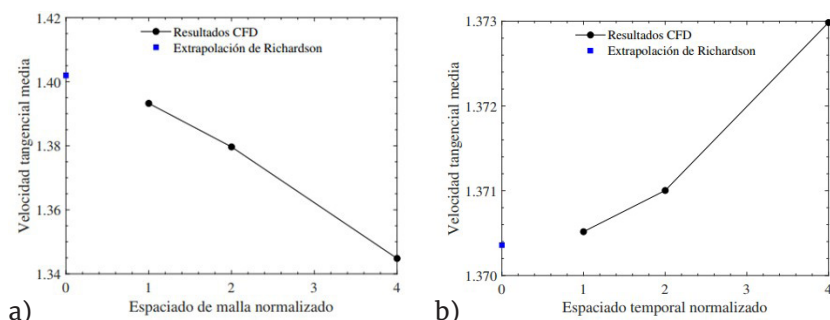


Figura 4.3. Resultados de la extrapolación de Richardson. Independencia espacial del canal y cámara de descarga (a). Independencia temporal del canal y cámara de descarga (b)

Fuente: elaboración propia.

En la Figura 4.3^a, relacionada con la independencia espacial del canal, puede apreciarse la tendencia asintótica de los resultados a medida de que se reduce el espacio entre los elementos, mejorando la discretización; al evaluar el indicador de convergencia asintótica el valor obtenido fue de 1,0098. La malla seleccionada tiene un número de elementos de 404917. Durante los estudios de independencia temporal se probaron diferentes tamaños para el paso temporal: 0,025 s, 0,05 s y 0,1 s, estos pasos temporales fueron normalizados como 1, 2 y 4, respectivamente. La Figura 4.3b, por su parte, muestra los resultados para la velocidad tangencial media en cada simulación. En esta figura puede apreciarse la tendencia asintótica decreciente que tienen los resultados al ir disminuyendo el paso temporal, a la vez que se emplean las discretizaciones propuestas; el indicador de convergencia asintótica arrojó un valor de 0,9996.

Simulación numérica de la TVG

Una vez garantizada la formación del vórtice, se analiza el comportamiento del rotor en el interior de la cámara de descarga de la turbina. En la Figura 4.4 se presenta el dominio computacional usado para la simulación, el cual se divide en un dominio estacionario y otro rotacional. El dominio rotacional contiene la huella del rotor, el cual se caracteriza por tener los álabes curvos y torcidos. El ángulo de giro (λ) que forma la sección transversal del álabe en la parte superior respecto a su contraparte inferior fue 90° . Mayores detalles relacionados con la geometría del rotor pueden ser consultados en Betancour et al. (2023). Dicho rotor se caracteriza por tener 6 álabes, una altura de 200 mm y un diámetro superior e inferior de 200 mm y 100 mm, respectivamente. El rotor fue ubicado de modo que su cara superior estuviera a una profundidad de 303,9 mm, garantizando que el punto medio de su altura fuera de 403,9 mm (equivalente al 70 % respecto de la altura de la cámara de descarga) (Rahman et al., 2017). El espesor de los álabes fue definido en 3 mm.

En lo que respecta al tratamiento de la turbulencia también se utilizó el modelo $k-\varepsilon$ RNG con funciones de pared, modelo que de acuerdo con lo concluido por Siswantara et al. (2018) puede predecir con mejor grado de ajuste la eficiencia en turbinas hidráulicas. Para el acople entre velocidad y presión, se empleó el esquema SIMPLE. Al ser una simulación multifase, se hizo necesario configurar en los materiales de la simulación tanto el agua como el aire. Con el objeto de lograr describir la interfaz entre los mismos, se configuró el modelo VoF implícito, tomando el agua como fase secundaria, ya que inicialmente los dominios se encuentran completamente ocupados por aire.

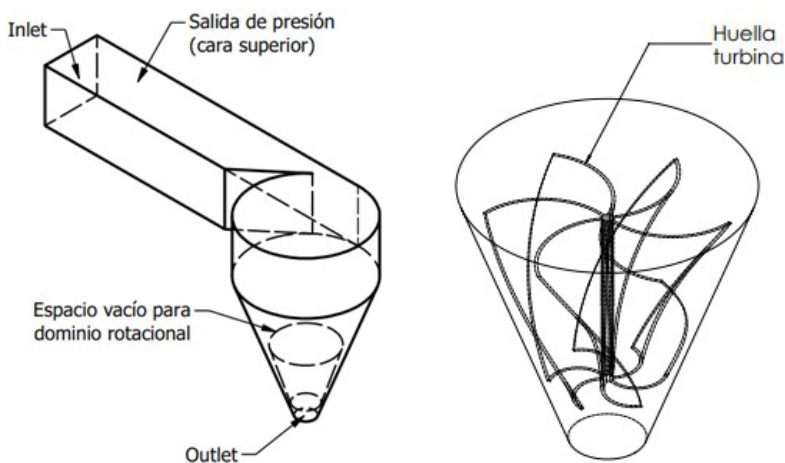


Figura 4.4. Dominio computacional usado para el análisis del comportamiento del rotor

Fuente: elaboración propia.

La entrada se formuló como entrada de velocidad a 0,05 m/s con una intensidad de turbulencia por defecto del 10 % y fracción volumétrica de 1 para el agua. La salida de la cámara de descarga y la parte superior del dominio estacionario se configuraron como salidas de presión, en las que la presión relativa y la intensidad de turbulencia para el flujo reverso fueron 0 Pa y 5 %, respectivamente. La fracción volumétrica para el agua en el flujo de estas fronteras fue establecida en 0, con lo que se garantiza que, de presentarse retroceso en estas caras, el fluido que entre sea aire. Para las paredes, las cuales incluyen la superficie de cada rodete, se estableció una condición de no deslizamiento por defecto, como se mencionó anteriormente. En el momento de analizar la rotación de la turbina se usó el modelo de malla deslizante (SMM, por sus siglas en inglés). Durante la evaluación del comportamiento de la turbina se trazó la curva de eficiencia (ϵ) vs. RPM, ya que facilita la visualización del régimen de giro en el que la turbina entrega el mejor desempeño. Dicha curva se obtuvo luego de registrar el momento instantáneo (T) que está siendo entregado por la turbina en cada

paso temporal. Este dato, junto con la velocidad de rotación (ω) del cuerpo expresada en rad/s, entrega la potencia instantánea (P), la cual es obtenida haciendo uso de la Ecuación (1).

$$P = T\omega \quad (1)$$

ε es calculada con ayuda de la Ecuación (2), la cual representa la fracción de la potencia disponible (P_{disp}) entregada por la turbina. Por su parte, P_{disp} se obtiene mediante la Ecuación (3), donde ρ es la densidad del agua (998,2 kg/m³), Q es el caudal de agua que circula por el sistema (0,003125 m³/s, calculado con la velocidad de 0,05 m/s de entrada del agua sobre un área de 0,0625 m²), g es la aceleración de la gravedad (9,81 m/s²) y h es la diferencia en altura que existe entre la parte superior de la turbina y la superficie libre formada por el flujo en el canal de entrada (0,386 m).

$$\varepsilon = \frac{P}{P_{disp}} \quad (2)$$

$$P_{disp} = \rho Qgh = 11,81 W \quad (3)$$

Configuración experimental

En esta investigación, la configuración experimental construida constó de un depósito con una capacidad de 2 m³, una bomba centrífuga, y un tanque de entrada con una capacidad de 0,18 m³, el cual puede acoplarse con la TVG (que consta de un canal de entrada que se acopla al tanque de entrada, una cámara de descarga y un rotor). El depósito estaba fabricado en fibra de vidrio reforzado con una estructura exterior de acero y el tanque de entrada, de láminas de acero calibre 14. El eje de la turbina estaba soportado en una estructura ubicada en la parte superior de la cámara de descarga. Al final

del eje de la turbina se acopló un sensor de torque y se conectó un motor a la salida del sensor para aplicar carga a la turbina y representar la curva de eficiencia de la TVG. La Figura 4.5 muestra la instalación experimental utilizada.

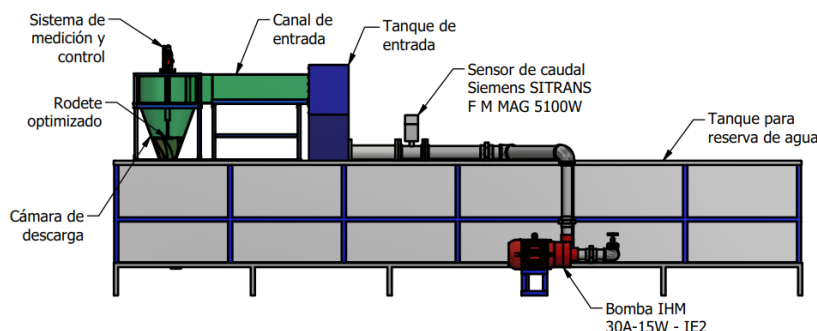


Figura 4.5. Instalación experimental de la TVG

Fuente: elaboración propia.

El funcionamiento del banco experimental puede describirse de la siguiente manera: 1) la bomba IHM 30A-15W-IE2 facilitó la transferencia de agua desde el tanque de reserva hasta el tanque de entrada del sistema de la TVG. Para regular su rendimiento se conectó un variador de frecuencia a un controlador lógico programable (PLC), que se encargaba de controlar la bomba. 2) Al PLC se conectó un sensor de flujo SITRANS F M MAG 5100 W de Siemens que permitió al sistema medir el flujo de masa de agua que circulaba a través de este. Utilizando estos datos, el variador de frecuencia se configuró para proporcionar un caudal de agua que correspondiera a las condiciones de entrada especificadas para las pruebas experimentales. Además, 3) el tanque de entrada se llenó de agua desde la parte inferior, lo que hizo que el nivel subiera hasta desbordarse hacia el canal de entrada y luego hacia la cámara de descarga, formando un vórtice que se vaciaba en el tanque de reserva. Finalmente, 4) la turbina se situó donde el vórtice entraba en contacto, y se conectó al

sistema de medición y control mediante un eje vertical. Durante la fase de estabilización, se permitió que la turbina girara libremente.

Los principales componentes utilizados para medir y regular el rendimiento de la turbina se ilustran en la Figura 4.6. El motor Pololu 4741 se utilizó para oponerse a la rotación del rotor, actuando como freno o generador eléctrico al energizarse en dirección contraria al vórtice de la superficie libre. Una placa Arduino Nano controlaba el motor mediante un puente H, lo que permitía ajustar la potencia suministrada desde una fuente de corriente continua al motor utilizando modulación por ancho de pulso (PWM). El Arduino estaba programado para aumentar el porcentaje de ancho de pulso en intervalos de 12 s, lo que resultó en un aumento correspondiente de la potencia de frenado. Estos valores se mantuvieron el tiempo suficiente para que el vórtice y la velocidad angular del rotor alcanzaran un estado estable, lo cual era necesario para que las mediciones fueran válidas. El proceso de frenado por etapas continuó hasta que la turbina se detuvo.

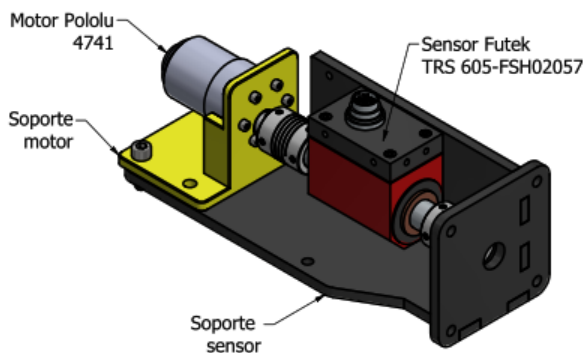


Figura 4.6. Montaje del sistema de medición y control

Fuente: elaboración propia.

Se colocó un sensor Futek TRS 605-FSH02057, con resolución de 0,000110 Nm, entre el motor de frenado y el eje de salida de la tur-

bina utilizando dos acoplamientos. Su objetivo era recopilar datos sobre la velocidad de funcionamiento de la turbina, el par y la potencia de salida. Estos datos se transmitieron a un computador personal (PC) a través de una pantalla Futek IHH 500, que estaba conectada al sensor de torque y al PC. Esta disposición permite que la información proporcionada por el sensor se registre y se guarde.

El canal y la cámara de descarga se fabricaron en hojas planas de acrílico de 5 mm de espesor. El conjunto canal y cámara fue concebido de forma tal que su volumen interno coincidiera con el dominio computacional simulado y se posicionó sobre el tanque reservorio, respetando una altura que permitiera visualizar fácilmente el vórtice y los fenómenos que se desarrollen dentro de la cámara de descarga. Para la correcta ubicación del ensamble se emplearon soportes metálicos diseñados con perfiles angulares de 1 1/2 in x 1/8 in y tubería cuadrada de 1 in calibre 14. Por otro lado, la línea de salida del sistema de bombeo se encuentra situada por encima del tanque reservorio, con una brida de 4 in al final de la tubería, por lo que tuvo que diseñarse un tanque de ingreso para el agua, posibilitando que el fluido llegue al nivel superior en el que se encuentra el canal de entrada. Las partes principales de este montaje se muestran en la Figura 4.7. Todos los elementos se diseñaron y fabricaron para el banco de pruebas, a excepción del tubo de entrada bridado. El rotor de la turbina fue fabricado a partir de impresión 3D. En la tubería de descarga de la bomba también se cuenta con un sensor de flujo, este componente fue necesario para establecer los parámetros de operación con los que la bomba entrega los 3,12 kg/s de agua determinados como condición de entrada del sistema en las simulaciones numéricas.

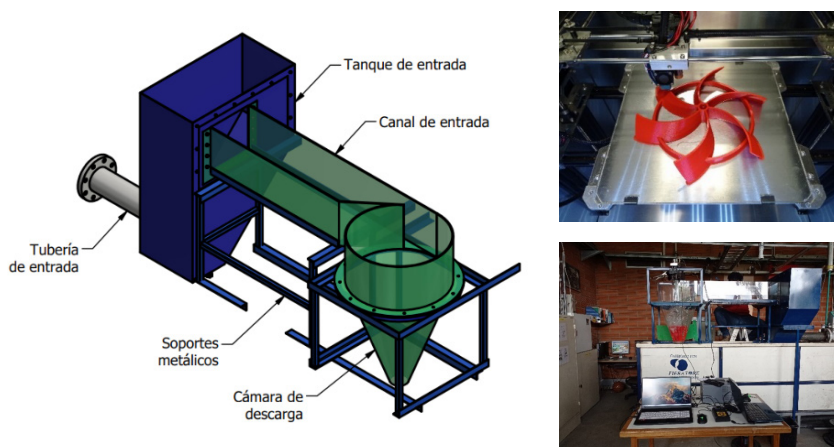


Figura 4.7. Montaje experimental para la formación del vórtice

Fuente: elaboración propia.

Resultados y discusión

La Figura 4.8a muestra un corte transversal del dominio computacional, en la que se puede apreciar la formación del cono de aire de manera adecuada con una velocidad de $0,05 \text{ m/s}$; esta velocidad al ser aplicada sobre el área superficial de la entrada del dominio computacional representa un flujo másico de $3,12 \text{ kg/s}$. En la Figura 4.8b, por su parte, se muestra una imagen del comportamiento experimental del canal de entrada y cámara de descarga. Se puede evidenciar cualitativamente un comportamiento similar tanto de la simulación numérica como de la validación experimental.

En la Figura 4.9 se presenta una comparación detallada entre los resultados numéricos obtenidos mediante simulaciones y los datos experimentales adquiridos de la interacción entre el vórtice generado en la cámara de descarga y el rotor. Se evidencian patrones y tendencias similares entre los dos conjuntos de datos, lo que sugiere que las simulaciones numéricas son capaces de capturar de manera efectiva el comportamiento físico observado en los experimentos.

Esta correspondencia entre los datos numéricos y experimentales brinda mayor confianza en la validez de las simulaciones, reforzando la utilidad de este enfoque para el estudio de la interacción entre el vórtice y el rotor.

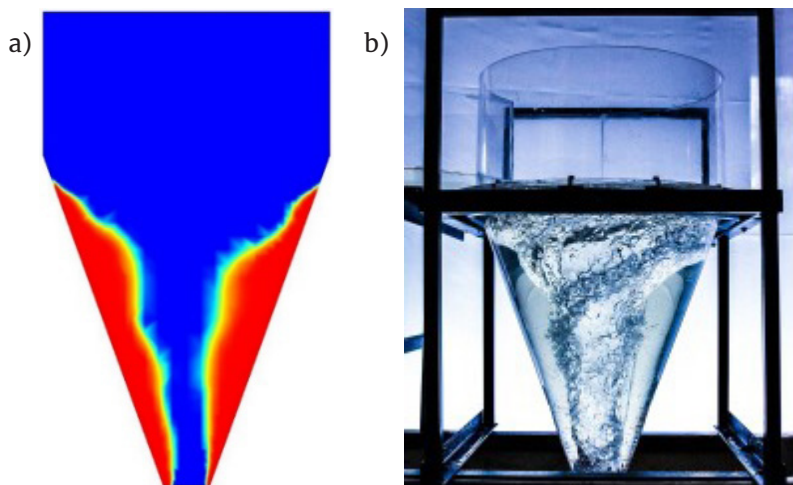


Figura 4.8. Comparación de la formación del vórtice en la cámara de descarga. Resultados numéricos (a). Resultados experimentales (b).

Fuente: elaboración propia

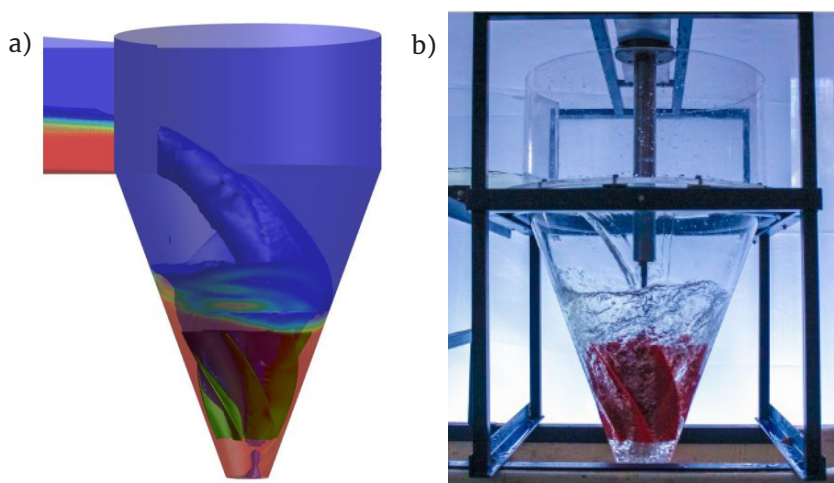


Figura 4.9. Comparación de la interacción de la turbina con el vórtice formado. Resultados numéricos (a). Resultados experimentales (b).

Fuente: elaboración propia

La Figura 4.10 presenta las curvas de eficiencia de la TVG a partir de los resultados numéricos y las pruebas experimentales. La eficiencia puede ser definida como la proporción entre la energía generada y la energía introducida. En este estudio en particular se determinó numérica y experimentalmente mediante la medición de la potencia generada por el rotor y la potencia disponible. Variando la velocidad angular de la turbina y midiendo la correspondiente potencia generada y caudal se pueden generar las curvas de eficiencia mostrada en la figura. Por lo general, la eficiencia de la TVG es más alta en una velocidad angular específica, conocida como punto óptimo. Más allá de este punto, la eficiencia de la turbina disminuye debido al aumento de la fricción y las pérdidas de energía. Al analizar la curva experimental de eficiencia de la turbina diseñada, se identificó el punto óptimo que permite una eficiencia de 49,5 % a 140,25 RPM en comparación con la eficiencia del 52,2 % a 150,73 RPM obtenida a partir de la curva construida mediante las simulaciones numéricas. Al comparar las eficiencias máximas, se obtiene una diferencia porcentual de 5,1 %.

Las eficiencias citadas están alineadas con las reportadas en el estudio realizado por Velásquez et al. (2021), particularmente, con las turbinas hidráulicas de vórtice gravitacional instaladas en Austria (53 %) con una cabeza hidráulica de 0,9 m y un caudal de 0,70 m³/s, ofreciendo una potencia de 3,3 kW. Por su parte, estas eficiencias son mayores que las obtenidas por este tipo de turbinas instaladas en Australia (17 %) para una cabeza hidráulica, caudal y potencia de 0,6 m, 0,01 m³/s y 0,01 kW, respectivamente. En Perú también se han reportado eficiencias inferiores a las obtenidas en el presente estudio (29 %) para 1,2 m, 1,20 m³/s y 3,5 kW de cabeza hidráulica, caudal y potencia entregada, respectivamente.

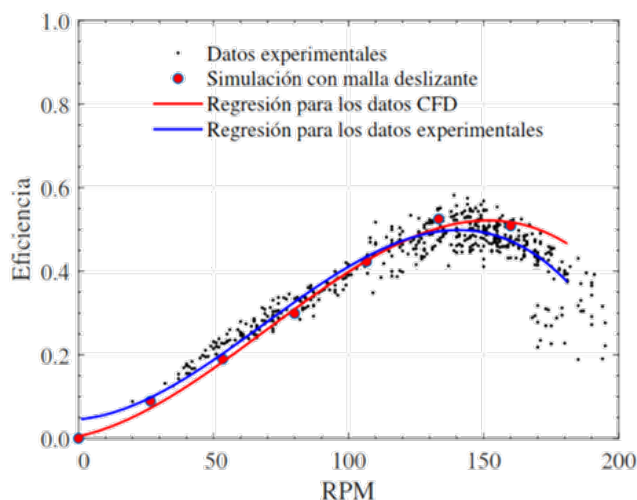


Figura 4.10. Comparación de los resultados numéricos y experimentales

Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

En este capítulo se presentó el análisis del diseño y caracterización de una TVG. El proceso de simulación numérica involucró el análisis del comportamiento del canal de entrada y la cámara de descarga de la turbina para operar un rotor al interior de la cámara de descarga. Se implementó un montaje experimental que permitió la caracterización y validación del prototipo a escala de laboratorio.

La máxima eficiencia experimental alcanzada para el rodete diseñado fue del 49,5 % a 140,25 RPM, en comparación con una eficiencia del 52,2 % obtenida en la simulación de CFD a 150,73 RPM. El banco de pruebas desarrollado demostró su modularidad y versatilidad al permitir la realización de futuros estudios que involucren cambios en las características geométricas del canal y la cámara de descarga. Esto permite conocer la influencia de estos parámetros en el rendimiento de la TVG y en la formación y comportamiento de los

vórtices gravitacionales. No obstante, podrían requerirse mayores estudios en aras de evaluar la efectividad del uso de diferentes materiales de fabricación en el rendimiento o eficiencia de la turbina objeto de estudio.

Es importante resaltar que la TVG ofrece ventajas significativas para la generación distribuida y la diversificación de la matriz energética, al operar eficientemente a baja altura y con bajos caudales, lo que resulta en un menor impacto ambiental, contribuyendo de esta manera a la consecución de los ODS, particularmente de los ODS 6 y 7.

Referencias

- Al-Shetwi, A. Q. (2022). Sustainable development of renewable energy integrated power sector: Trends, environmental impacts, and recent challenges. *Science of The Total Environment*, 153645.
- Ang, T. Z., Salem, M., Kamarol, M., Das, H. S., Nazari, M. A., & Prabaharan, N. (2022). A comprehensive study of renewable energy sources: classifications, challenges and suggestions. *Energy Strategy Reviews*, 43, 100939.
- Arias-Gaviria, J., Carvajal-Quintero, S. X., & Arango-Aramburo, S. (2019). Understanding dynamics and policy for renewable energy diffusion in Colombia. *Renewable Energy*, 139, 1111-1119.
- Babaremu, K., Olumba, N., Chris-Okoro, I., Chuckwuma, K., Jen, T. C., Oladijo, O., & Akinlabi, E. (2022). Overview of Solar-Wind hybrid products: Prominent challenges and possible solutions. *Energies*, 15(16), 6014.

- Bajracharya, T., Ghimire, R., & Timilsina, A. (2018). Design and performance analysis of water vortex powerplant in context of Nepal. In 20th International Seminar on Hydropower Plants (pp. 14-16).
- Betancour, J., Romero-Menco, F., Velásquez, L., Rubio-Clemente, A., & Chica, E. (2023). Design and optimization of a runner for a gravitational vortex turbine using the response surface methodology and experimental tests. *Renewable Energy*, 210, 306-320.
- Dhakal, R., Bajracharya, T. R., Shakya, S. R., Kumal, B., Kathmandu, N., Khanal, K., & Ghale, D. (2017). Computational and experimental investigation of runner for gravitational water vortex power plant. In *Proceedings of a Meeting Held* (Vol. 5, p. 8).
- Dhakal, S., Timilsina, A. B., Dhakal, R., Fuyal, D., Bajracharya, T. R., Pandit, H. P., & Nakarmi, A. M. (2015). Comparison of cylindrical and conical basins with optimum position of runner: Gravitational water vortex power plant. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 48, 662-669.
- Dhakal, S., Timilsina, A. B., Dhakal, R., Fuyal, D., Bajracharya, T. R., & Pandit, H. P. (2014). Effect of dominant parameters for conical basin: Gravitational water vortex power plant. In *Proceedings of IOE Graduate Conference* (Vol. 5, p. 381).
- Gómez-Navarro, T., & Ribó-Pérez, D. (2018). Assessing the obstacles to the participation of renewable energy sources in the electricity market of Colombia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90, 131-141.
- Henao, F., & Dyner, I. (2020). Renewables in the optimal expansion of Colombian power considering the Hidroituango crisis. *Renewable Energy*, 158, 612-627.
- Marian, G., Sajin, T., Florescu, I., Nedelcu, D. I., Ostahie, C. N., & Bîrsan, C. (2012). The concept and theoretical study of micro

- hydropower plant with gravitational vortex and turbine with rapidity steps. *Buletinul AGIR*, 3, 219–226.
- Mohanan, A. (2016). Power generation with simultaneous aeration using a gravity vortex turbine. *International Journal of Scientific & Engineering Research*, 7(2), 19–24.
- Mulligan, S., & Casserly, J. (2010). The hydraulic design and optimisation of a free water vortex for the purpose of power extraction. *BE Project Report Institute of Technology, Sligo*.
- Notton, G., Nivet, M. L., Voyant, C., Paoli, C., Darras, C., Motte, F., & Fouilloy, A. (2018). Intermittent and stochastic character of renewable energy sources: Consequences, cost of intermittence and benefit of forecasting. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 87, 96–105.
- Østergaard, P. A., Duic, N., Noorollahi, Y., & Kalogirou, S. (2022). Renewable energy for sustainable development. *Renewable Energy*. 199, 1145–1152.
- Østergaard, P. A., Duic, N., Noorollahi, Y., & Kalogirou, S. A. (2021). Recent advances in renewable energy technology for the energy transition. *Renewable Energy*, 179, 877–884.
- Pupo-Roncallo, O., Campillo, J., Ingham, D., Hughes, K., & Pourkashanian, M. (2019). Large scale integration of renewable energy sources (RES) in the future Colombian energy system. *Energy*, 186, 115805.
- Rahman, M. M., Hong, T. J., & Tamiri, F. M. (2018). Effects of inlet flow rate and penstock's geometry on the performance of Gravitational Water Vortex Power Plant. In *Proc. Int. Conf. Ind. Eng. Oper. Manag* (Vol. 2018, pp. 2968–2976).
- Rueda-Bayona, J. G., Guzmán, A., Eras, J. J. C., Silva-Casarín, R., Bastidas-Arteaga, E., & Horrillo-Caraballo, J. (2019). Renewables energies in Colombia and the opportunity for the offshore wind technology. *Journal of Cleaner Production*, 220, 529–543.

- Siswantara, A. I., Budiarto, B., Prakoso, A. P., Gunadi, G. G. R., Warjito, W., & Adanta, D. (2018). Assessment of turbulence model for crossflow pico hydro turbine numerical simulation. *CFD Letters*, 10(2), 38-48.
- Thapa, D., Mishra, A., & Sarath, K. S. (2017). Effect of inlet geometry in the quality of vortex formed using vortex flow channel. *International Journal of Mechanical Engineering and Technology*, 8(5), 515-524.
- Timilsina, A. B., Mulligan, S., & Bajracharya, T. R. (2018). Water vortex hydropower technology: a state-of-the-art review of developmental trends. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 20, 1737-1760.
- Velásquez, L., Chica, E., Posada A. (2021). Advances in the Development of Gravitational Water Vortex Hydraulic Turbines. *Journal of Engineering Science and Technology Review*, 14 (3), 1-14.
- You, C., Khattak, S. I., & Ahmad, M. (2022). Impact of innovation in renewable energy generation, transmission, or distribution-related technologies on carbon dioxide emission in the USA. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-22.
- Zore, K., Sasanapuri, B., Parkhi, G., & Varghese, A. (2019). Ansys mosaic poly-hexcore mesh for high-lift aircraft configuration. In *21th Annual CFD Symposium* (pp. 1-11).

CAPÍTULO 5

Identificación de mecanismos de mercado de créditos de carbono aplicables en la serranía de las Quinchas Colombia

Aura-Cristina Chaparro-Rico

Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás, Colombia.

aura.chaparror@usantoto.edu.co

Lina-Patricia Vega-Garzón

Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás, Grupo GICAN.

lina.vegag@usantoto.edu.co

Yuddy-Alejandra Castro- Ortegón

Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás, Grupo GICAN,

yuddy.castro@usantoto.edu.co

Resumen

Los mercados de carbono y REDD+ son mecanismos que se iniciaron con el protocolo de Kyoto con el fin de reducir las emisiones de CO₂ de manera eficiente en regiones con un alto potencial de captura de CO₂ debido a las características de sus bosques. El Parque Natural Regional Serranía de Las Quinchas (PNRSQ), ubicado en la región occidental del departamento de Boyacá, Colombia, es un ecosistema de bosque húmedo tropical, hogar de varias especies endémicas y un importante corredor biológico. Este artículo tiene como objetivo identificar los posibles mecanismos de venta de créditos de carbono a través del estudio de casos similares, que sean aplicables a las condiciones particulares del parque. Entre los resultados se encuentran la definición de los tipos de mercado y su origen, además de presentar la revisión efectuada sobre el proceso de certificación junto con la exposición de casos en situación similar donde han prosperado los proyectos REDD. Así mismo, se encuentra información relevante sobre el PNRSQ, sobre su importancia en la región a nivel ecológico y aquellas dinámicas sociales que pueden intervenir en la aplicación de proyectos REDD en esta zona. A modo de conclusión se resalta que, la zona cuenta con el potencial para contribuir a la mitigación de las emisiones de carbono; no obstante, para que se desarrolle correctamente un proyecto REDD en la región es necesaria la intervención y resolución de los conflictos que existen en torno a la tenencia de la tierra, el desarrollo de actividades ilícitas y la sobre explotación de los recursos naturales.

Palabras clave

Cambio climático, emisiones a la atmósfera, Protocolo de Kioto, Parque Natural Regional Serranía de Las Quinchas (PNRSQ), REDD+.

Abstract

Carbon markets and REDD+ are mechanisms that began with the Kyoto Protocol in order to reduce CO₂ emissions efficiently in regions with a high potential for CO₂ capture due to the characteristics of their forests. The Serranía de Las Quinchas Regional Natural Park (PNRSQ), located in the western region of the department of Boyacá, Colombia, is a tropical rainforest ecosystem, home to several endemic species and an important biological corridor. The objective of this article is to identify possible mechanisms for the sale of carbon credits through the study of similar cases, which are applicable to the conditions of the park. The results include a definition of the types of markets and their origin, as well as a review of the certification process and an exposition of cases in similar situations where REDD. Also, there is relevant information about the PNRSQ, its importance in the region at the ecological level and those social dynamics that can intervene in the implementation of REDD projects in this area. In conclusion, it is highlighted that the area has the potential to contribute to the mitigation of carbon emissions, however, to properly develop a REDD project in the region it is necessary to intervene and resolve the conflicts that exist around land tenure, the development of illegal activities and the overexploitation of natural resources.

Keywords

Climate change, atmospheric emissions, Kyoto Protocol, Serranía de Las Quinchas Regional Natural Park (PNRSQ), REDD+.

Introducción

El cambio climático es, sin duda, uno de los problemas medioambientales más importantes en la actualidad. El aumento de la temperatura global como consecuencia de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) se está intentando mitigar a través del Protocolo de Kioto, en el que los países desarrollados y diversas organizaciones establecieron compromisos para su mitigación (Díaz Pimentel, 2020; Ortiz Palafox, 2019). Es así como surgen los mercados de permisos de emisión, aprovechando los sumideros de carbono como herramientas económicas aplicadas entre países en desarrollo y emergentes (Alonso y Marqués, 2019; Ibarra y Escobar, 2017; Paz-Pellat y Covaleta, 2019).

El comercio de carbono se divide en mercado regulado y voluntario. El primero está moderado por normas internacionales, también llamado de cumplimiento regulado, bajo el que trabajan grandes empresas y Gobiernos. El segundo maneja un estándar de verificación, siguiendo las regulaciones de cada país en el que se aplican, basado en emisiones evitadas o captura de CO₂ (FAO, 2010; Mancilla Méndez, 2018; Minambiente, 2021a).

Los mercados voluntarios se centran en el desarrollo de proyectos agrícolas y forestales en el sector privado. Es el caso de países como Tanzania y Mali, con varios proyectos de reforestación y Sumatra e Indonesia con proyectos REDD+ (Reducción de Emisiones de GEI por Deforestación y Degradación Forestal + Conservación). En América Latina, países como Bolivia, Brasil, Perú, Ecuador y Argentinamhan presentado un sólido crecimiento en estos mercados, con la aplicación de mecanismos de desarrollo limpio (MDL), mecanismos de aplicación conjunta (AC) y comercio de emisiones (Arellano

Díaz y Guzmán Pantoja, 2011; BCBA, 2021; FAO, 2010; Garzón, 2012; Mendiola et al., 2008; Minambiente, 2021b).

En Colombia, el mercado de carbono apenas está iniciando, debido al desconocimiento del mismo y de los beneficios que representa desde la perspectiva ambiental y económica, a pesar de hacer parte del MDL como país signatario, pero sin compromisos de reducción, lo que le permite implementar proyectos en la gestión de emisiones por territorio (Ledezma Rodríguez y Caballero Quintero, 2013). Esta gestión se basa en su rentabilidad, ya que los países ricos invierten en obtener reducciones de emisiones en procesos en otros países donde es más barato, generando al mismo tiempo ingresos para la población local (Girardin, 2018; Lino y Marmolejo Duarte, 2019).

La Estrategia de Desarrollo Bajo en Carbono de Colombia (EDBC) compila el planteamiento de objetivos por parte del gobierno nacional, junto con el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático y la estrategia nacional REDD+. Esto, además del uso de los Planes de Acción Sectorial (PAS), que buscan emprender acciones, gestionar planes y políticas que promuevan el desarrollo bajo en carbono, obteniendo beneficios económicos para las comunidades (Castellanos García, 2015; MADS, 2012). En el año 2013, Colombia ocupaba el cuarto lugar entre los países latinoamericanos con más proyectos MDL registrados, enfocados en reforestación y recuperación de ecosistemas, con incentivos tributarios según la Ley 788 de 2002. A ello ha contribuido su biodiversidad y el área de bosques naturales conservados que le dan la capacidad de ser un líder potencial en este mercado (Castellanos García, 2015; CCEE, 2014; López Piñeros, 2013).

Uno de estos bosques conservados, pero en riesgo de degradación, es el Parque Natural Regional Serranía de las Quinchas (PNRSQ),

ubicado en los municipios de Otanche y Puerto Boyacá, departamento de Boyacá; Bolívar en Santander y Yacopí en Cundinamarca (Boyapaz et al., 2019; Castro Ortegón, 2022; Castro Ortegón et al., 2022; Corpoboyaca, 2018; Pardo García & Güisa Arias, 2020). Clasificado como bosque húmedo tropical, proporciona un número considerable de servicios ecosistémicos; alberga especies endémicas, jugando un papel importante en la captura de carbono (Boyapaz et al., 2019; Cárdenas Arévalo et al., 2021; Navajas Jaraba, 2016). La degradación que sufre este bosque en la actualidad se debe al desarrollo de diferentes actividades económicas de los habitantes de la región como la agricultura, especialmente de subsistencia, la tala y en cierta medida los cultivos ilícitos (Boyapaz et al., 2019; Castro Ortegón et al., 2022; Navajas Jaraba, 2016). Sin embargo, autoridades y comunidades son conscientes de que se deben implementar acciones enfocadas a la recuperación del parque y al logro de un desarrollo económico sostenible. Por ello, el objetivo de esta investigación es identificar los mecanismos para la venta de bonos de carbono y el ingreso del PNRSQ a los mercados voluntarios de C como una opción prometedora para cumplir con este objetivo.

Materiales y métodos

Basándose en la metodología de una revisión integradora, la pregunta problema de esta investigación fue: ¿qué mecanismos de venta de créditos de carbono son aplicables en el PNRSQ para su entrada en los mercados voluntarios?

A partir de esta pregunta, se establecieron criterios de búsqueda en bases de datos especializadas como ScienceDirect, Scopus, SpringerLink y Google Scholar, considerando el “snowballing” como estrategia de obtención de información. Para la articulación se uti-

lizaron los siguientes términos de búsqueda: *sumideros de carbono, mercado de carbono, Protocolo de Kioto, REDD+ y bancos de carbono*. Con el fin de cubrir un amplio espectro de información aplicable al caso de estudio sobre mercados voluntarios.

Adicionalmente, se revisaron casos de éxito que tuvieran cierto grado de similitud con las características del PNRSQ, encontrados en las bases de datos de las organizaciones que regulan el mercado voluntario de carbono hasta el año 2021. Estos casos fueron tomados como referencia a partir de la idea de qué tipo de relaciones comerciales y estándares voluntarios para los proyectos aplican tanto a nivel internacional como nacional, para ser desarrollados en el PNRSQ, relacionando factores como características socioculturales, tenencia de la tierra, actividades de generación de ingresos, normatividad aplicable y medición de emisiones de carbono.

En cuanto al estado actual del PNRSQ, se estudió el ecosistema y también la situación socioeconómica de las comunidades que viven allí o en la zona de amortiguamiento a través de la revisión de la información disponible recopilada por instituciones gubernamentales y privadas que se enfocan en el desarrollo de la región. Una vez analizado su contexto desde una perspectiva documental, se establecieron los recursos y servicios de los que se puede disponer mediante la revisión de las investigaciones, diagnósticos y planes de gestión de la zona.

Resultados y discusión

Mercados voluntarios y mecanismos REDD

Desde su implementación en 2005, el Protocolo de Kioto compromete a diversos países a aplicar estrategias de reducción de emi-

siones de GEI en sus territorios, transformando sus sistemas productivos para alcanzar las metas establecidas, realizando un reporte anual de emisiones para la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) (Zambrano Vega, 2019). En la Conferencia de las Partes COP7, celebrada en 2001 en Marrakech, para implementar el Protocolo de Kioto, se establecieron el MDL, la mercantilización de las emisiones y los mecanismos de flexibilidad, adaptándose a las necesidades de los países firmantes en proceso de desarrollo o con economías en transición (Girardin, 2018; Linares-Fleites y Valera Pérez, 2022).

En Colombia, parte de los preceptos del Protocolo de Kioto fueron implementados en la legislación a través de la Ley 629 de 2000, teniendo en cuenta que, como país no industrializado, no está obligado a cumplir con todos los requisitos del protocolo. Esta ley incorporó el mecanismo de créditos de emisión, el cual controla los límites permitidos y funciona como una herramienta económica que motiva la reducción de emisiones. De igual manera, se está promoviendo la implementación de diversos planes y programas, la elaboración y actualización de un inventario de emisiones, y la realización de proyectos de la mano con otros países, así como la aplicación de nuevas tecnologías y espacios de educación ambiental (Ohmen Sinisterra, 2020).

Los mercados voluntarios de carbono contribuyen a la mitigación del cambio climático con base en que la reducción de emisiones en un determinado país compensa las que se están realizando en otro (Dilas Jiménez et al., 2020; Karhunmaa, 2016; Ranero y Covaleda, 2018; Sousa et al., 2018). Estos procesos, que suelen ser a pequeña escala, contribuyen al desarrollo local, y se obtienen beneficios colaterales o mutuos con respecto al medio ambiente y la gestión de

los territorios (Lino y Marmolejo Duarte, 2019; Ranero y Covalada, 2018; Simon et al., 2012).

El sector forestal con el MDL junto con los procesos REDD+ presentan una absorción anual cercana al 12 % del carbono emitido globalmente. Estos mecanismos permiten a los propietarios de tierras dispuestos a participar en programas de reforestación destinar parte de sus tierras a la recuperación de la vegetación nativa, y recibir una compensación en dinero como opción para diversificar sus fuentes de ingresos (Bosello et al., 2015; Fosci, 2013; Rakatama et al., 2017; Soto et al., 2016).

Por otro lado, el mecanismo REDD+ tiene como propósito la conservación y recuperación de ecosistemas para reducir las emisiones generadas por la deforestación, a través de la comercialización de créditos de carbono equivalentes a las toneladas de carbono almacenadas en estas áreas conservadas (Matavén, 2022; Minambiente, 2021a). Un proyecto dentro de este mecanismo se basa en el trabajo con una entidad gubernamental y socios como ONG o empresas privadas que aporten los recursos técnicos necesarios, de acuerdo con la Conferencia de Oslo sobre Clima y Bosques de 2010, que establece la asistencia y transferencia de conocimiento para actividades REDD+ eficientes (McAllister y Taylor, 2015; Nepstad et al., 2013; Shin et al., 2022).

En cuanto a los incentivos, el pago por servicios ambientales fomenta la participación de los propietarios de tierras y los inversores privados en los proyectos REDD+. Estos incentivos son una compensación sobre el coste de oportunidad del cambio de uso de la tierra. En este sentido, se da valor a la reducción de la deforestación, basándose en un análisis coste-beneficio, que incluye los costes de

aplicación y transacción (Börner y Vosti, 2013; Sheng et al., 2019; Wallbott y Florian-Rivero, 2020; Wong et al., 2023).

Un proyecto REDD+ produce unidades verificadas de carbono (VCU) consideradas como una mercancía intangible dentro del mercado voluntario, como resultado del trabajo técnico de las entidades, que no implica la comercialización de los bosques, sino la prestación de un servicio (Frewer, 2021). Sin embargo, este mecanismo está mostrando un lento avance, dada la falta de políticas regulatorias específicas que definan la forma de apoyo de los donantes a los oferentes (Wallbott y Florian-Rivero, 2020).

Certificación de compensación de emisiones

El proceso de certificación de los proyectos de sumideros de carbono en todo el mundo lo llevan a cabo organizaciones voluntarias como Verra Carbon Verification (VCS), American Carbon Registry (ACR), Climate Action Reserve (CAR), y la fundación Plan Vivo y Gold Standard, entre otras (Sapkota y White, 2020; van der Gaast et al., 2016). El valor de un crédito de carbono correspondiente a una tonelada equivalente de CO₂ (tCO₂ e) depende de la voluntad de las empresas de gestionar sus emisiones, fluctuando entre 0,50 y 50 dólares para 2020 (Hamrick y Gallant, 2018; Sapkota y White, 2020).

Un proyecto de reducción de emisiones comienza con la preparación de la propuesta, considerando la comunidad involucrada, y una Evaluación de Impacto Ambiental (EIA). En cuanto a la metodología, los proponentes pueden utilizar una previamente estructurada como guía por las organizaciones certificadoras o se puede formular una nueva de acuerdo con la naturaleza del proyecto, que esté dentro de los criterios de REDD+ (VCS, 2016).

La metodología incluye los procedimientos para cuantificar los beneficios obtenidos en términos de retención de GEI. Esto debe tener un nivel de confianza superior al 90 %. Estos procedimientos tienen en cuenta los procesos de degradación del suelo, conversión de ecosistemas, degradación y deforestación, además de la contabilización de la capacidad de absorción de C de las especies vegetales de la zona (Diez Pareja, 2017; Plan Vivo et al., 2021; UNFCCC, 2021; van der Gaast et al., 2016).

En cuanto a los proponentes, la financiación para realizar la propuesta puede obtenerse vinculándola a una institución privada de otro lugar que desee gestionar sus emisiones, o invirtiendo sus propios recursos para que, una vez establecido el proyecto y realizadas las reducciones certificadas, puedan venderlas según la demanda presente en el mercado voluntario (Gobierno de España, 2021; Minambiente, 2021b; van der Gaast et al., 2016; VCS, 2016). Luego de elaborar el documento, con los criterios de contextualización del proyecto, presupuesto, personas relacionadas y estudios técnicos, se obtiene la validación por parte de un verificador autorizado contratado por los proponentes. Una vez puesto en marcha, es necesario hacer un seguimiento de la reducción de emisiones y de la renovación del periodo de acreditación, si se trata de un proyecto de pequeña escala o se elige este periodo de tiempo para la acreditación (Lino y Marmolejo Duarte, 2019).

En aras de impulsar la economía local del PNRSQ y la conservación de la biodiversidad, la incorporación de proyectos basados en los mecanismos MDL y REDD+ parece interesante debido a los servicios ambientales que proporciona. Para ello, el diseño de una estrategia de compensación de carbono requiere de varios estudios técnicos como el estado del ecosistema, los usos del suelo y sus

conflictos, la capacidad de absorción y fijación de carbono de la cobertura vegetal actual y alternativa. Esto sumado a un EIA que debe incluir la opinión de los pobladores para ser parte de esta iniciativa, en la que cambiarán sus actividades productivas por unas que tiendan a la conservación y restauración del ecosistema.

Éxitos en la entrada en mercados voluntarios

Algunos casos de éxito en la implementación de proyectos REDD+ son de diferentes países como Bolivia, Malawi, México y Colombia, que están vinculados a algunas organizaciones mencionadas anteriormente como el Plan Vivo, la Verra (VCS) y los Gobiernos. Estos proyectos se apoyaron en los recursos obtenidos por la comercialización de créditos de carbono para la creación de diferentes programas de apoyo a las comunidades vinculadas.

Uno de los mencionados programas que obtienen créditos comercializables de C es ArBolivia, en el que se involucraron 262 familias campesinas del trópico de Cochabamba, Santa Cruz, La Paz y Beni, en Bolivia. Desde 2007, participan en el proceso de reforestación a través de sistemas agroforestales en los que se planta café y cacao, junto con varias especies de árboles, para la producción de madera comercializable, en zonas afectadas por la expansión de la frontera agrícola mediante la tala y quema de bosques. Los ingresos de los más de 86 mil créditos obtenidos están siendo utilizados para optimizar el rendimiento de sus cultivos y a través de microfinanzas mejorar las prácticas agrícolas y los índices de seguridad alimentaria (Plan Vivo, 2021).

El proyecto “Árboles de esperanza”, situado en Malawi, se centra en la restauración de los bosques para mitigar los efectos del cambio

climático en la región. Este proyecto permite que una comunidad conformada por más de 800 familias diversifique sus ingresos mediante la promoción de la agricultura sostenible y los procesos de explotación forestal, participando en formaciones sobre agronomía sostenible y técnicas de conservación. Los ingresos obtenidos por la producción de hongos, velas y frutos secos son utilizados por los agricultores para la mejora de sus viviendas, la optimización de sus actividades y de sus microempresas (Plan Vivo, 2021).

En México, el financiamiento de los proyectos REDD+ es otorgado principalmente por el Banco Mundial a través del Fondo Cooperativo para el Carbono (CPF, por sus siglas en inglés). Esto ha permitido establecer modelos de trabajo en zonas rurales del país, gracias a la Iniciativa de Reducción de Emisiones que incorpora planes de inversión en busca de la conservación de la biodiversidad, el mejoramiento de la calidad de vida de sus habitantes y la reducción de emisiones por parte del sector forestal (Ranero y Covaleda, 2018b).

Entre los proyectos MDL en Colombia, el “Plan de Trabajo para Proyectos Forestales de Mitigación del Cambio Climático”, incluye el manejo adecuado de residuos sólidos e iniciativas de energía renovable desde 2002. Este plan establece un precedente en el país para la implementación de proyectos REDD, mediante la participación de las comunidades identificando metodologías para la captura de carbono, y el monitoreo y seguimiento del mismo (Sanabria Aguirre y Hurtado Aguirre, 2013; Torres Yañez, 2006; Vargas Castro, 2018).

Según el Estudio de Estrategia Nacional de 2000, algunos de los proyectos de reforestación para la implementación del MDL en

Colombia se encuentran en la región andina, gestionados por las corporaciones ambientales regionales con miles de hectáreas de tierra con vocación agroforestal y millones de toneladas de reducciones de CO₂ (Torres Yañez, 2006).

En la zona costera de Córdoba se está desarrollando un proyecto piloto de especial interés en este país, centrado en la prevención de la degradación de los manglares, que promueve el establecimiento de prácticas empresariales sostenibles, mediante la generación de ingresos por la comercialización de créditos de carbono (Plan Vivo et al., 2021).

Otro caso interesante es el proyecto REDD+ del Resguardo Indígena Unificado de la Selva de Matavén, en Vichada, que evita la emisión anual de más de tres millones de toneladas de CO₂ al proteger un millón y medio de hectáreas de bosque. Este proyecto está siendo certificado por Verra-VCS y el ICONTEC, y genera estrategias vinculadas al mejoramiento de la calidad de vida dando a la comunidad un mejor acceso a servicios de salud, educación y saneamiento básico (Matavén, 2022).

Según los casos de éxito mencionados, es evidente y una característica común la conversión de las actividades económicas extractivas hacia otras más sostenibles, promoviendo la conservación de los bosques. Los ingresos obtenidos por la venta de créditos de carbono y otros se distribuyen entre las organizaciones promotoras y la población, para la implementación de programas dirigidos a mejorar la calidad de vida de las comunidades cumpliendo con los ODS.

En el PNQRS existen organizaciones y asociaciones campesinas que promueven programas de mejoramiento de la calidad de vida de los

habitantes, por lo que deben ser el foco para el desarrollo de estrategias de captura de carbono y protección de ecosistemas. El involucramiento de los propietarios de la tierra y las familias en este tipo de proyectos incluye la necesidad del título legal de propiedad de la tierra y la firma de un contrato. Posteriormente, deben continuar con la selección de un área potencial para el desarrollo de actividades de reforestación, siendo el mínimo una hectárea (SICIREC y Plan Vivo, 2011).

Área protegida de la Serranía de Las Quinchas

El PNRSQ a través fue declarado zona de protección mediante el Acuerdo 0028 de 2008 de Corpoboyacá. Alberga un alto índice de biodiversidad, siendo un ecosistema de bosque húmedo o bosque húmedo tropical, único en la región central de Colombia, y hábitat de varias especies semiendémicas y endémicas, lugar de descanso de algunas bandadas de aves migratorias y corredor silvestre (Cardona y PDPMC, 2019). Tiene una extensión total de más de 48 mil hectáreas, ubicadas en los municipios de Puerto Boyacá con el 57 % del parque y Otanche con aproximadamente el 43 % restante (AGS y Corpoboyacá, 2015).

El PNRSQ está dividido en tres zonas: el área núcleo, la zona de amortiguamiento y la zona de influencia, dentro de las cuales se desarrollan algunas actividades económicas como la agricultura, la ganadería y la explotación forestal, aunque el plan de manejo ambiental se refiere al área núcleo, que es en la que se localizan la zona de preservación y la zona de recuperación y se realizan intervenciones para facilitar la regeneración del ecosistema. La zona de amortiguamiento destinada a usos sostenibles está conformada por cerca de 12 mil hectáreas, terminando en la delimitación externa

del área de influencia del parque, en la cual se aplican estrategias de mantenimiento ambiental con los pobladores (AGS y Corpoboyacá, 2015; Boyapaz et al., 2019).

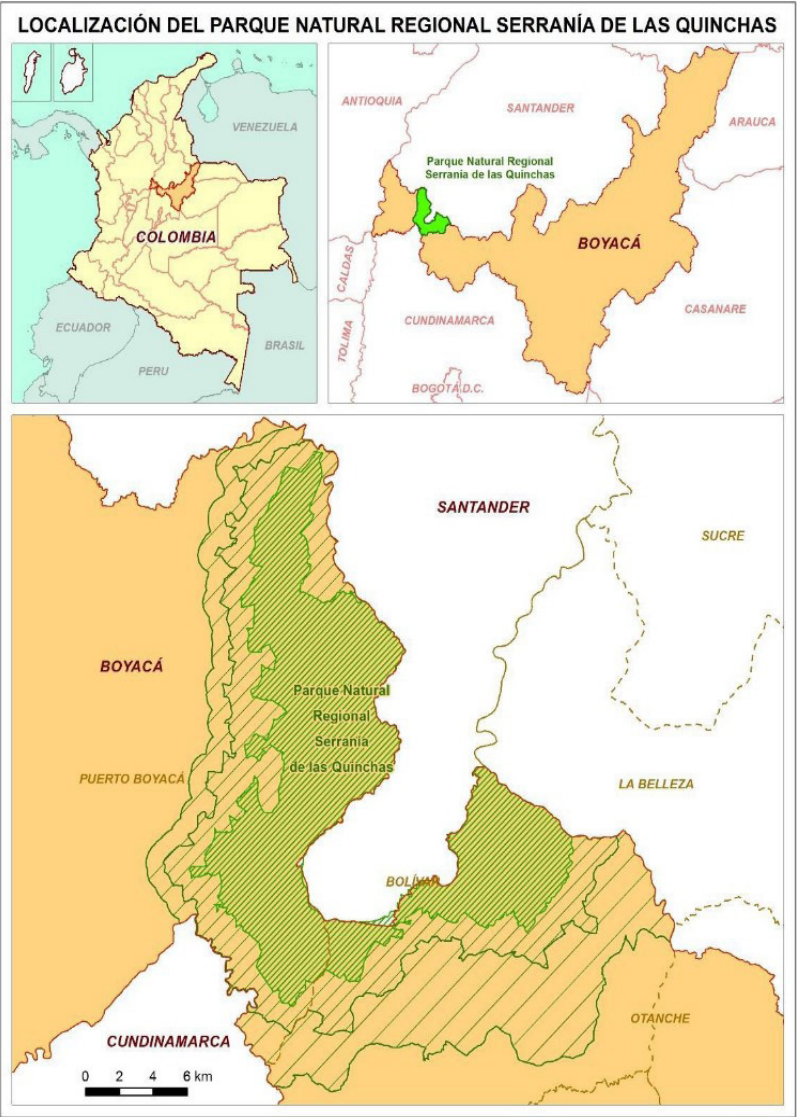


Imagen 5.1. Localización del PNRSQ

Fuente: CORPOBOYACÁ, 2018.

La vegetación dentro del área núcleo pertenece al bioma selva, siendo el bosque húmedo tropical y el bosque subandino, los principales ecosistemas correspondientes al bosque muy húmedo. En términos generales, el uso del parque por parte de las comunidades está compuesto por unidades de pradera, con baja presencia de vegetación arbórea, predominando los pastizales y los asentamientos humanos. La cobertura boscosa se caracteriza por baja intervención y buen estado de conservación, dado que prevalecen árboles de gran porte y densidad arbustiva. En la zona de pastizales se realizan actividades agropecuarias y silvopastoriles, y el sotobosque se encuentra en el borde del bosque compuesto por arbustos y pastizales. Finalmente, aquellas zonas restantes del parque son consideradas urbanas o con intervención antrópica, en las cuales existen edificaciones y redes viales (AGS y Corpoboyacá, 2015; Boyapaz et al., 2019).

Dentro de los estudios realizados en el Plan de Manejo Ambiental, en el parque y su zona de amortiguamiento, el Índice de Margalef, el Índice de Diversidad de Simpson (1-D) y el Índice de Shannon-Wiener se indica que el área de bosque es la que presenta mejores condiciones de conservación. El bosque fragmentado es el que presenta un cierto grado de intervención y solo requiere medidas de conservación. Por el contrario, la vegetación secundaria y arbustiva, los mosaicos de pastos, cultivos y las áreas de espacios naturales requieren medidas de restauración (AGS y Corpoboyacá, 2015).

Teniendo en cuenta que los bosques tropicales tienden a almacenar y liberar el carbono almacenado más fácilmente que otros bosques debido a la alta producción de biomasa, se recomienda una caracterización detallada de la biodiversidad de la flora y de los procesos de este relieve (Jiménez-Torres, 2021). La relación entre la diver-

sidad de la vegetación y el almacenamiento de carbono contempla que la variedad de especies puede contribuir de diferentes maneras a la biomasa de los bosques. Sin embargo, también existe la posibilidad de que las especies dominantes indiquen de forma adecuada el funcionamiento del ecosistema y el servicio de captura de carbono que proporciona (Bunker et al., 2005; Kabelong Banoho et al., 2020; Kirby y Potvin, 2007).

A la hora de la medición de las estimaciones de captura y almacenamiento de carbono en el PNRSQ, hay que tener en cuenta que la mayor reserva terrestre es el suelo, capacidad que se ve influida en función de su uso. La segunda mayor reserva de carbono es la biomasa aérea forestal (Africano Pérez et al., 2016; Cuesta et al., 2014; Galeana Pizaña et al., 2013; Li et al., 2016; Pomboza Tamaquiza y Reinoso Torres, 2020).

Conflictos en el PNRSQ y su zona tampón

Uno de los principales problemas ambientales del PNRSQ es la deforestación por quemas para ampliar las áreas agrícolas y desarrollar construcciones habitacionales, además de la tala de especies nativas para la comercialización de madera (AGS y Corpoboyacá, 2015). Se está perdiendo una importante área de bosque para el establecimiento de praderas utilizadas para la ganadería (Boyapaz et al., 2019). Las áreas de producción agropecuaria son principalmente para consumo local, dadas las precarias tecnologías de cultivo, el poco conocimiento de los procesos comerciales y el deteriorado estado de la infraestructura vial (Boyapaz et al., 2019). Otro problema ambiental es el mal manejo de los residuos sólidos, aunado a la falta de un sistema adecuado para el manejo de las aguas residuales (AGS y Corpoboyacá, 2015). Así mismo, la explotación

de carbón y el transporte de gas natural generan algunos impactos ambientales en algunas zonas del área preservada (Corpoboyacá y OIKOS, 2005; Paz Cardona, 2020). Adicionalmente, esta zona se ha visto afectada por los cultivos ilícitos que, a pesar de los procesos de desmovilización y erradicación, en ocasiones son el único sustento de las familias que buscan una forma de sobrevivir (Corpoboyacá y OIKOS, 2005; Paz Cardona, 2020).

Por otro lado, la tenencia de la tierra en el PNRSQ y su área de amortiguamiento está fuertemente relacionada con la época de la colonización, la cual ha evolucionado a través del tiempo mediante un proceso de apropiación y parcelación, seguido de la venta de tierras, adjudicando su propiedad a varias familias. Dado lo anterior, algunos habitantes no cuentan con un título de propiedad veraz de las tierras que siempre han habitado (Corpoboyacá y OIKOS, 2005; Navajas Jaraba, 2016). Aunque no existe una cultura en el país sobre la formalización de la propiedad rural debido a la desinformación por parte de instituciones débiles, no existe un registro claro de las propiedades en muchas zonas rurales. El Ministerio de Agricultura y la Unidad de Planificación Agrícola Rural desarrollaron una metodología de formalización de la propiedad de la tierra. Esta incluye la definición de políticas y mecanismos; articulación de entidades, registro de propietarios; estudios jurídicos y catastrales; y visitas de campo para determinar el origen de la propiedad y el uso del predio (Minagricultura y UPRA, 2016). En este proceso se consolida un expediente de las áreas prediales, que incluye la información del predio y su propietario, y se sigue una ruta de formalización de acuerdo al contexto. Por otro lado, teniendo en cuenta las restricciones por áreas protegidas, se realiza una certificación de la autoridad ambiental que muestre sus límites de acuerdo con la Ley 2 de 1959 (conservación de los recursos naturales renovables) y la Ley

1561 de 2012, y si el propietario se encuentra dentro de los límites del área protegida, acudirá a un programa especial de reubicación (Minagricultura y UPRA, 2016).

Dadas las características del PNRSQ, se puede decir que el área naturalmente tiene potencial para ser utilizada en un proyecto de secuestro de carbono, sin embargo, es necesario dar prioridad a la resolución de los conflictos existentes en torno a la tenencia de la tierra, el desarrollo de actividades ilegales y la sobreexplotación de los recursos naturales por parte de sus habitantes.

Es necesario, sin embargo, el establecimiento de una asociación u organización entre las comunidades presentes en el área para el establecimiento de las bases de la iniciativa, el apoyo institucional para la implementación de metodologías de medición de carbono, organización de la propiedad de los predios dentro del parque, su área de amortiguamiento y alrededores, y el desarrollo de campañas educativas de socialización y apropiación de conocimientos sobre estrategias de preservación forestal.

Conclusiones

Dadas las características del PNRSQ, se puede decir que la zona cuenta naturalmente con el potencial de ser utilizada en un proyecto de compensación de C. Sin embargo, es necesario dar prioridad a la resolución de los conflictos existentes alrededor de la tenencia de la tierra, el desarrollo de actividades ilícitas y la sobreexplotación de los recursos naturales por parte de la comunidad. Considerando que el proyecto depende de los proponentes, es recomendable, luego de la organización de la titularidad de las propiedades dentro del parque, su área de amortiguación y alrededores, la conformación de

una asociación o una sociedad entre las organizaciones presentes en la zona para el establecimiento de las bases de la iniciativa.

En tal sentido, se debe realizar una organización de las asociaciones y las juntas de acción comunal con el fin de lograr un contacto directo y efectivo con las instituciones gubernamentales de apoyo. Este proceso requiere un compromiso de la comunidad y su disposición a aceptar la posibilidad de una reubicación, según sea el resultado del estudio jurídico y catastral, además de las visitas de campo para la verificación de las condiciones de los predios de acuerdo con la guía de formalización de la propiedad rural.

Conforme a los casos de éxito, se evidencia la conversión de actividades económicas extractivistas hacia unas más sostenibles, impulsando a su vez las plantaciones de bosques de conservación. El uso de los ingresos obtenidos de la venta de los bonos de carbono y de las nuevas fuentes de ingreso se distribuye entre las organizaciones promotoras y las personas para la puesta en marcha de programas orientados al mejoramiento de la calidad de vida de las comunidades cumpliendo con los ODS.

Finalmente, para que el diseño e implementación de un proyecto REDD+ y la comercialización de bonos de carbono en el PNRSQ, se reconocen como obstáculos para su éxito los conflictos relacionados con la tenencia de la tierra, que puede solucionarse mediante la formalización de la propiedad. Por otro lado, la organización comunitaria debe ser fortalecida para lograr un proyecto de una gran extensión cuyos beneficios sobrepasen los costos de las certificaciones. Este fortalecimiento debe ir de la mano de la relación con instituciones gubernamentales y privadas que apoyen este tipo de iniciativas.

Conflictos de intereses: El manuscrito fue elaborado y revisado con la participación de todos los autores, quienes declaran que no existe ningún conflicto de intereses que comprometa la validez de los resultados presentados. Esta investigación no ha sido financiada.

Referencias

- Africano Pérez, K. L., Cely Reyes, G. E., & Serrano Cely, P. A. (2016). Potencial de Captura de CO₂ asociado al componente edáfico en páramos Guantiva-La Rusia, departamento de Boyacá, Colombia. *Perspectiva Geográfica*, 21(1), 91–110. <https://doi.org/10.19053/01233769.4572>
- AGS, & Corpoboyacá. (2015). Formular el Plan de Manejo del Parque Natural Regional Serranía de Las Quinchas y la delimitación de su área con función amortiguadora, localizado en los municipios de Otanche y Puerto Boyacá en el departamento de Boyacá.
- Alonso, A., & Marqués, J. M. (2019). Innovación financiera para una economía sostenible (Financial Innovation for a Sustainable Economy). *SSRN Electronic Journal*, 29. <https://doi.org/10.2139/SSRN.3463030>
- Arellano Díaz, J., & Guzmán Pantoja, J. E. (2011). Ingeniería ambiental. Alfaomega. <http://www.alfaomega.com.mx>
- BCBA. (2021). El mercado de carbono en la bolsa de comercio de Buenos Aires. www.bcba.sba.com.ar
- Börner, J., & Vosti, S. A. (2013). Managing Tropical Forest Ecosystem Services: An Overview of Options. 21–46. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5176-7_2
- Bosello, F., Parrado, R., Rosa, R., & Eboli, F. (2015). REDD in the Carbon Market: A General Equilibrium Analysis. *Environmental Modeling and Assessment*, 20(2), 103–115. <https://doi.org/10.1007/S10666-014-9419-1>

- Boyapaz, E3, Redprodepaz, & Alianza Quinchas. (2019). Plan de ambiente, desarrollo y paz de la Serranía de Las Quinchas en Otanche Boyacá. <https://e3asesorias.com/wp-content/uploads/2019/04/Plan-de-ambiente-Paz-y-Desarrollo-Las-Quinchas-Boyacá-Versión-2304.pdf>
- Bunker, D. E., Declerck, F., Bradford, J. C., Colwell, R. K., Perfecto, I., Phillips, O. L., Sankaran, M., & Naeem, S. (2005). Ecology: Species loss and aboveground carbon storage in a tropical. *Science*, 310(5750), 1029–1031. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1117682>
- Cárdenas Arévalo, G., Paternina Hernández, A., Parada Alfonso, J. A., & González Sanabria, J. S. (2021). Herpetofauna de la expedición Serranía de Las Quinchas - Proyecto Boyacá BIO UPTC. https://ipt.biodiversidad.co/sib/resource?r=fauna_quinchas_boyacabio
- Cardona, D., & PDPMC. (2019). Serranía de las Quinchas. Corporación Programa Desarrollo Para La Paz Del Magdalena Centro. <https://pdpmagdalenacentro.org/noticias/Serrania-de-las-Quinchas>
- Castellanos García, C. (2015). Incidencia de la estrategia colombiana de desarrollo bajo en carbono en el mercado de bonos de carbono en Colombia [Universidad del Rosario]. <https://repository.urosario.edu.co/handle/10336/11388>
- Castro Ortigón, Y. A. (2022). Incidencia del patrimonio socio ambiental en la dinamización de la economía local para la sostenibilidad de la zona de amortiguación del Parque Natural Regional Serranía de las Quinchas. Universidad de Manizales.
- Castro Ortigón, Y. A., Acosta Prado, J. C., & Acosta Castellanos, P. M. (2022). Impact of Land Cover Changes on the Availability of Water Resources in the Regional Natural Park Serranía de Las Quinchas. *Sustainability*, 14(6), 3237. <https://doi.org/10.3390/SU14063237>

- CCEE. (2014). Colombia es el cuarto país de Latinoamérica en número de proyectos MDL (Mecanismo de Desarrollo Limpio) registrados ante la ONU, y el número doce del mundo. El sector energético ha registrado 56 Proyectos y el Sector industrial ha registrado 28 Proyectos de Eficiencia Energética. <https://sites.google.com/a/ccee-colombia.org/www/anuncios/colombiaeselcuarto4paisdelatinoamericaennumerodeproyectosmdlmecanismodesarrollolimpioregistradosantelaonuyelnumerodoce12delmundoelsectorenergeticoharegistrado56proyectosmdl>
- Corpoboyacá. (2018). PNR Las Quinchas. <http://www.corpoboyaca.gov.co/sirap/areas-protegidas/regionales/las-quinchas/>
- Corpoboyacá, & Oikos. (2005). Plan de manejo de la Serranía de Las Quinchas y su área de influencia.
- Cuesta, F., Sevink, J., Llambí, L., De bièvre, B., & Posner, J. (2014). El páramo como proveedor de servicio ambiental primordial, el agua. In Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos. CONDESAN.
- Díaz Pimentel, I. T. (2020). ¿Qué ha traído consigo la implementación del protocolo de Kioto para Colombia? Universidad Militar Nueva Granada. Relaciones Internacionales y Estudios Políticos. <https://repository.unimilitar.edu.co/handle/10654/38422>
- Díez Pareja, R. (2017). Análisis del modelo contable en el reconocimiento del bono de carbono.
- Díaz Jiménez, J. O., Ortecho Llanos, R., & Álvarez Ticllasuca, A. (2020). Captura de Carbono: Un enfoque sobre el cambio climático y los servicios ecosistémicos en el Perú. Revista de Investigación Científica y Tecnológica Alpha Centauri, ISSN-e 2709-4502, Vol. 1, No. 2, 2020 (Ejemplar Dedicado a: ALPHA CENTAURI), Págs. 2-14, 1(2), 2-14. <https://doi.org/10.47422/ac.v1i2.8>

- FAO. (2010). Mercados de carbono: qué tipos existen y cómo funcionan. In *Las posibilidades de financiación del carbono para la agricultura, la actividad forestal y otros proyectos de uso de la tierra en el contexto del pequeño agricultor* (pp. 5–11). <http://www.fao.org/3/i1632s/i1632s02.pdf>.
- Fosci, M. (2013). Balance sheet in the REDD +: Are global estimates measuring the wrong costs? *Ecological Economics*, 89, 196–200. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2012.11.022>
- Frewer, T. (2021). What exactly do REDD+ projects produce? A materialist analysis of carbon offset production from a REDD+ project in Cambodia. *Political Geography*, 91. <https://doi.org/10.1016/J.POLGEO.2021.102480>
- Galeana Pizaña, J. M., Ordóñez Díaz, J. A. B., & Corona Romero, B. (2013). Estimación del contenido de carbono en la cuenca del río Magdalena, México. *Madera y Bosques y Bosques*, 19(1), 53–69.
- Garzón, M. G. (2012). Análisis Mercado De Carbono En El Ecuador. *Observatorio de La Economía Latinoamericana*, 168. <https://ideas.repec.org/a/erv/observ/y2012i1682.html>
- Girardin, L. O. (2018). Mitos y realidades del papel del MDL y otros mecanismos de mercado en su contribución al Desarrollo Sustentable. *Ciencia e Investigación*. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/178111>
- Gobierno de España. (2021). Los Mecanismos de Flexibilidad. Los Mecanismos de Flexibilidad. <https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/mecanismos-de-flexibilidad-y-sumideros/los-mecanismos-de-flexibilidad/>
- Hamrick, K., & Gallant, M. (2018). Voluntary Carbon Markets Insights: 2018 Outlook and First-Quarter Trends. *Forest Trends' Ecosystem Marketplace*.
- Ibarra, D., & Escobar, L. (2017). Mercado de Bonos de Carbono. *Revista Tiempo Económico*. <https://www.researchgate.net/publication/335609072>

- Jiménez-Torres, A. Del C. (2021). La diversidad mejora el almacenamiento de carbono en los bosques tropicales. *Recimundo*, 5(3), 316–323. [https://doi.org/10.26820/recimundo/5.\(3\).sep.2021.316-323](https://doi.org/10.26820/recimundo/5.(3).sep.2021.316-323)
- Kabelong Banoho, L. P. R., Zapfack, L., Weladji, R. B., Chimi Djomo, C., Nyako, M. C., Nasang, J. M., Madountsap Tagnang, N., & Tabue Mbobda, R. B. (2020). Biodiversity and carbon sequestration potential in two types of tropical rainforest, Cameroon. *Acta Oecologica*, 105, 103562. <https://doi.org/10.1016/J.ACTAO.2020.103562>
- Karhunmaa, K. (2016). Opening up storylines of co-benefits in voluntary carbon markets: An analysis of household energy technology projects in developing countries. *Energy Research & Social Science*, 14, 71–79. <https://doi.org/10.1016/J.ERSS.2016.01.011>
- Kirby, K. R., & Potvin, C. (2007). Variation in carbon storage among tree species: Implications for the management of a small-scale carbon sink project. *Forest Ecology and Management*, 246(2–3), 208–221. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2007.03.072>
- Ledezma Rodríguez, M., & Caballero Quintero, Y. (2013). Marco de análisis del mecanismo de desarrollo limpio y las oportunidades del mercado del carbono para el desarrollo de Colombia. *Producción + Limpia*, 8(1). http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-04552013000100005
- Li, Y., Jiao, J., Wang, Z., Cao, B., Wei, Y., & Hu, S. (2016). Effects of Revegetation on Soil Organic Carbon Storage and Erosion-Induced Carbon Loss under Extreme Rainstorms in the Hill and Gully Region of the Loess Plateau. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2016, Vol. 13, Page 456, 13(5), 456. <https://doi.org/10.3390/IJERPH13050456>

- Linares-Fleites, G., & Valera Pérez, M. A. (2022). El origen y evolución de las Conferencias de las Partes (COP) sobre el cambio climático. *RD-ICUAP*, 8(22), 28–41. <http://rd.buap.mx/ojs-dm/index.php/rdicuap/article/view/678>
- Lino, K. A., & Marmolejo Duarte, C. R. (2019). Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) y bonos verdes como movilizadores financieros ¿Una oportunidad para las inversiones alineadas al clima en Latinoamérica? XIII CTV 2019 Proceedings: XIII International Conference on Virtual City and Territory: “Challenges and Paradigms of the Contemporary City”: UPC, Barcelona, October 2–4, 2019, 2–4. <https://doi.org/10.5821/CTV.8543>
- López Piñeros, M. (2013). Análisis de la estructura y ventajas financieras de proyectos caracterizados como mecanismos de desarrollo [Universidad del Valle]. <https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/xmlui/bitstream/handle/10893/8050/CB-0492676.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- MADS. (2012). Estrategia Colombiana de Desarrollo Bajo en Carbono. https://www.minambiente.gov.co/images/cambioclimatico/pdf/Estrategia_Colombiana_de_Desarrollo_Bajo_en_Carbono/100713_cartilla_ecdbd.pdf
- Mancilla Méndez, Y. (2018). Mercados voluntarios de carbono: una forma de mitigar el cambio climático. https://repositorio.tec.mx/bitstream/handle/11285/631433/15_t4s3_c7_pdf_2.pdf?sequence=1
- Matavén. (2022). Qué es un Proyecto REDD+? REDD+ Matavén. <https://www.selvamatavenredd.org/es/cambioclimatico/que-es-un-proyecto-redd>
- McCallister, R. R. J., & Taylor, B. M. (2015). Partnerships for sustainability governance: a synthesis of key themes. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 12, 86–90. <https://doi.org/10.1016/J.COSUST.2015.01.001>

- Mendiola, A., F. C., Arroyo, W., Auqui, M., Huamán, R., & Martínez, J. (2008). Desarrollo del mercado de carbono en el Perú. Universidad ESAN. <https://repositorio.esan.edu.pe///handle/20.500.12640/617>
- MINAGRICULTURA, & UPR. (2016). Guía de formalización de la propiedad rural por barrido predial. Programa Formalización Propiedad Rural. https://www.minagricultura.gov.co/ministerio/direcciones/Documents/Guia_formalizacion_propiedad_rural.pdf
- MINAMBIENTE. (2021a). Programas/proyectos REDD+. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. <https://www.minambiente.gov.co/cambio-climatico-y-gestion-del-riesgo/programas-proyectos-redd/>
- MINAMBIENTE. (2021b). Proyectos Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL-POA). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. <https://www.minambiente.gov.co/cambio-climatico-y-gestion-del-riesgo/proyectos-mecanismo-de-desarrollo-limpio/>
- Navajas Jaraba, G. (2016). Impactos sociales y jurídicos de la declaración de Parque Natural Regional-Serranía de las Quinchas en el municipio de Puerto Boyacá. Tesis (Maestría En Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente). Universidad de Manizales. Facultad de Ciencias Contables Económicas y Administrativas, 2016. <https://ridum.umanizales.edu.co/xm-lui/handle/20.500.12746/3158>
- Nepstad, D. C., Boyd, W., Stickler, C. M., Bezerra, T., & Azevedo, A. A. (2013). Responding to climate change and the global land crisis: REDD+, market transformation and low-emissions rural development. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1619). <https://doi.org/10.1098/RSTB.2012.0167>

- Ohmen Sinisterra, Y. J. (2020). Cumplimiento de las obligaciones legales adoptadas por el Estado Colombiano a través de la ratificación del protocolo de Kioto [Universidad Santiago de Cali]. In Repositorio Institucional USC. <https://repository.usc.edu.co/handle/20.500.12421/5002>
- Ortiz Palafox, K. H. (2019). Sustentabilidad global: Principios y acuerdos internacionales. *Revista de Ciencias Sociales*, 25(4), 75–86. <https://doi.org/10.31876/rcs.v25i4.30518>
- Pardo García, M. A., & Güisa Arias, S. A. (2020). Diseño de un sistema de producción acuapónico para la vereda Las Quinchas del municipio de Otanche – Boyacá, bajo el enfoque de la nueva ruralidad [Universidad Sant Tomás]. <https://repository.usta.edu.co/handle/11634/23107>
- Paz-Pellat, F., & Covalada, S. (2019). Mercados del carbono: gobernanza, dilemas sociales, MRV y estrategias de implementación. *Elementos Para Políticas Públicas*, 3(2), 105–128. <https://www.elementospolipub.org/ojs/index.php/epp/article/view/3>
- Paz Cardona, A. J. (2020, June 1). Serranía de Las Quinchas: la difícil gestión de un parque colombiano lleno de conflictos socioambientales. *Mongabay Latam*. <https://es.mongabay.com/2020/06/erradicacion-de-cultivos-parque-serrania-de-las-quinchas-colombia/>
- Plan Vivo. (2021). Map of projects. Plan Vivo Foundation – REDD. <https://www.planvivo.org/project-map>
- Plan Vivo, CVS, & INVEMAR. (2021). Proyecto piloto de degradación y deforestación evitada (REDD) en manglares ubicados en la jurisdicción del DMI de Cispatá-La Balsa-Tinajones. Plan Vivo Foundation. <https://www.planvivo.org/Handlers/Download.ashx?IDMF=6908bbf8-5d89-44f0-b5a6-3531febe25aa>
- Pomboza Tamaquiza, P..., & REINOSO TORRES, D. P. (2020). Influencia de la cobertura vegetal y el relieve en el almacenamien-

- to de carbono en el suelo del ecosistema páramo. In Universidad Técnica de Ambato. <https://repositorio.uta.edu.ec:8443/jspui/handle/123456789/31454>
- Rakatama, A., Pandit, R., Ma, C., & Iftekhar, S. (2017). The costs and benefits of REDD+: A review of the literature. *Forest Policy and Economics*, 75, 103–111. <https://doi.org/10.1016/J.FORPOL.2016.08.006>
- Ranero, A., & Covalada, S. (2018). El financiamiento de los proyectos de carbono forestal: Experiencias existentes y oportunidades en México. *Madera y Bosques*, 24(SPE). <https://doi.org/10.21829/MYB.2018.2401913>
- Sanabria Aguirre, S. E., & Hurtado Aguirre, E. (2013). Emprendimiento verde en Colombia: el caso del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL). *Entramado*, 9(1), 38–65. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4469383&info=resumen&idioma=ENG>
- Sapkota, Y., & White, J. R. (2020). Carbon offset market methodologies applicable for coastal wetland restoration and conservation in the United States: A review. *Science of The Total Environment*, 701, 134497. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.134497>
- Sheng, J., Tang, W., & Zhu, B. (2019). Incentivizing REDD+: The role of cost-sharing mechanisms in encouraging stakeholders to reduce emissions from deforestation and degradation. *Ecosystem Services*, 40, 101037. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2019.101037>
- Shin, S., Park, M. S., Lee, H., & Baral, H. (2022). The structure and pattern of global partnerships in the REDD+ mechanism. *Forest Policy and Economics*, 135, 102640. <https://doi.org/10.1016/J.FORPOL.2021.102640>
- Sicirec, & Plan Vivo. (2011). Plan Vivo Project Design Document – Ar-

- Bolivia. Plan Vivo. <https://www.planvivo.org/Handlers/Download.ashx?IDMF=0022144a-2e2b-4ac0-b69b-70df59774490>
- Simon, G. L., Bumpus, A. G., & Mann, P. (2012). Win-win scenarios at the climate–development interface: Challenges and opportunities for stove replacement programs through carbon finance. *Global Environmental Change*, 22(1), 275–287. <https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2011.08.007>
- Soto, J. R., Adams, D. C., & Escobedo, F. J. (2016). Landowner attitudes and willingness to accept compensation from forest carbon offsets: Application of best–worst choice modeling in Florida USA. *Forest Policy and Economics*, 63, 35–42. <https://doi.org/10.1016/J.FORPOL.2015.12.004>
- Sousa, R., Álvarez, A. C., Rojas, N., Melo, S. F., Romero, G., Riveros, L., Calderón, S., & Vazao, C. (2018). Mitigación del cambio climático con un Sistema de Comercio de Emisiones en Colombia: primeros hallazgos económicos. <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Estudios Economicos/469.pdf>
- Torres Yáñez, M. (2006). Mecanismo de Desarrollo Limpio aplicado a proyectos agrícolas y forestales en Colombia [Universidad de Los Andes]. <https://repositorio.uniandes.edu.co/bitstream/handle/1992/23107/u281635.pdf?sequence=1>
- UNFCCC. (2021). CDM Methodologies. Clean Development Mechanism. <https://cdm.unfccc.int/methodologies/index.html>
- Van Der Gaast, W., Sikkema, R., & Vohrer, M. (2016). The contribution of forest carbon credit projects to addressing the climate change challenge. *Climate Policy*, 18(1), 42–48. <https://doi.org/10.1080/14693062.2016.1242056>
- Vargas Castro, A. M. (2018). Oportunidad de negocio en Colombia con la captura de carbono a través de proyectos forestales [Universidad Militar Nueva Granada]. <https://repository.unimilitar.edu.co/handle/10654/20864>

- VCS. (2016). El Ciclo de Proyecto de VCS: Paso a Paso. Verra - VCS.
https://verra.org/wp-content/uploads/2016/05/Fact-Sheet-PROJECT-CYCLE-2013-FINAL_ESP-v3_PT_PM_0.pdf
- Wallbott, L., & Florian-Rivero, E. M. (2020). Who Owns REDD+? Carbon Markets, Carbon Rights and Entitlements to REDD+ Finance. *Forests* 2020, Vol. 11, Page 959, 11(9), 959. <https://doi.org/10.3390/F11090959>
- Wong, G., Pham, T. T., Valencia, I., Luttrell, C., Larson, A. M., Yang, A., Hasan, A., Kovacevic, M., Moeliono, M., Dwisatrio, B., & Sarmiento Barletti, J. P. (2023). Diseñando mecanismos para la distribución de beneficios de REDD+: De la política a la práctica. IFOR-ICRAF. <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/131115>
- Zambrano Vega, O. (2019). Protocolo de Kioto: El Desafío de un Problema Ambiental y Global. *Medio Ambiente, Energía y Agua Potable*. <https://doi.org/10.16/CSS/JQUERY.DATATAB-LES.MIN.CSS>

CAPÍTULO 6

Revisión sistemática de Apis mellifera como bioindicador de contaminación atmosférica: recientes avances

Gallego Quintero, Edison Esteban

ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-8310-8611>.

Universidad Nacional Abierta y a Distancia, Colombia. edisongallego1994@gmail.com

Doria Herrera, Gloria María

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2148-8968>. Docente Tecnológico de Antioquia Institución Universitaria, Grupo GITIMA. Colombia. gloria.doria@tdea.edu.co (autor de correspondencia)

Grisales Castañeda, David Santiago

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1285-0371>. Docente Universidad Nacional Abierta y a Distancia, Colombia. david.grisales@unad.edu.co

Resumen

Apis mellifera es un organismo muy sensible a variaciones medioambientales debido a sus características fisiológicas, convirtiéndose en una herramienta versátil para el análisis de la contaminación atmosférica. Sin embargo, en la actualidad, hay pocos estudios que recopilen esos hallazgos y resultados que permitan confirmar este supuesto. Por tanto, en esta revisión se recopilaron estudios relacionados con el potencial uso de las abejas como bioindicadores dada la alta capacidad para capturar, transportar, transformar, bioacumular y presentar alteraciones morfológicas como consecuencia de la exposición a elevados niveles de contaminación. Para ello, se realizó una revisión sistemática haciendo uso de herramientas bibliométricas tales como búsqueda en bases de datos, rúbricas de puntuación que lleven consigo el establecimiento de la ecuación bibliométrica, y, finalmente, la recopilación de los principales hallazgos encontrados permitió definir las consideraciones más significativas hasta hoy publicadas sobre la presencia de material particulado en el aire y de qué manera afecta la sobrevivencia de las abejas.

Por último, como aporte significativo se propuso una ecuación para sintetizar las características que se deben cumplir para que el monitoreo sea representativo y se concluye que sí es posible determinar la presencia y composición del material particulado en el aire haciendo uso de *Apis mellifera* como bioindicador.

Palabras clave

Contaminación atmosférica, monitoreo, material particulado, medio ambiente, bioindicador.

Abstract

The *Apis mellifera* are considered highly sensitive due to their physiological characteristics, becoming a versatile tool for the analysis of air pollution, however, currently, there are few studies that compile these findings and results that allow confirming this assumption. Therefore, this research compiled studies related to the potential use of bees as bioindicators given their high capacity to capture, transport, transform, bioaccumulate, and present morphological alterations because of exposure to high levels of contamination.

To achieve this objective, a systematic review was carried out using bibliometric tools such as database searches, scoring rubrics that lead to the establishment of the bibliometric equation and finally, the compilation of the main findings found allowed defining the most significant considerations. published to date on the presence of particulate matter in the air and how it affects the survival of bees. Finally, as a significant contribution, an equation was proposed to synthesize the characteristics that must be met for the monitoring to be representative, and it is concluded that it is possible to determine the presence and composition of particulate matter in the air using *Apis mellifera* bees as a bioindicator.

Keywords

Air pollution, monitoring, particulate matter, environment, bioindicator.

Introducción

La contaminación atmosférica y en especial las emisiones de material particulado al aire han aumentado en los últimos años debido al desarrollo industrializado y actividades antrópicas, sumando como agravante las distintas vías de transporte de estos hacia los ecosistemas y causando importantes afecciones hasta llegar a los seres humanos (Varón & Ruiz, 2017) (Sompornrattanaphan et al., 2020) (Sekar et al., 2021)(Ayala-Cortés et al., 2023).

En países tales como China e India se han hecho importantes avances frente a los estudios del material particulado (Shirwani et al., 2020). En Colombia se han realizado investigaciones fundamentalmente para el monitoreo de calidad del aire en las principales ciudades (Mura et al., 2020; Arregocés et al., 2023), sin embargo, poco se conoce acerca de la importancia de los bioindicadores los cuales responden a perturbaciones ambientales gracias a su sensibilidad a ciertas condiciones medioambientales (Ayala-Cortés et al., 2023).

Apis mellifera es uno de los bioindicadores más importantes debido a su impacto en la seguridad alimentaria mundial y en estudios medioambientales. La principal característica de esta especie es su hábito de vuelo durante el día en el proceso de recolección de polen y néctar a diferentes velocidades y alturas, así como también, sus características morfológicas, especialmente los pelos o vellosidades que recubren su cuerpo y le permiten capturar las sustancias que entran en contacto con ellos (Sebastiani et al., 2023).

En estudios recientes, se ha demostrado que es responsable del transporte de contaminantes a trópicos pero no de virus tales como el ya conocido SARS-CoV-2 (Cilia et al., 2022); en esta investi-

gación se recopilaron los resultados que permitieron hacer conclusiones de los procesos de biomonitorio de algunos parámetros de calidad del aire, identificando el potencial de las abejas para detectar perturbaciones en el aire y correlacionando los datos asociados a la presencia de material particulado en el aire.

Materiales y métodos

Definición de palabras clave

En la revisión de la literatura previamente analizada se definieron los términos más frecuentes y de mayor relevancia por su relación con el tema específico y al mismo tiempo se revisaron que se encontraran dentro de la lista de **tesauros** de la UNESCO, por ser esta una lista estandarizada de términos útiles para almacenar, recuperar y procesar la información (Bezares & Rojo, 2010). Como resultado de este proceso, se definieron las siguientes palabras clave: “*Apis mellifera*”, “*environmental indicator*”, “*atmospheric contamination*” y “*particulate matter*”.

Búsqueda bibliográfica en bases de datos

Conforme a la búsqueda de información relacionada con el tema se realizó cinco combinaciones de las palabras clave y haciendo uso de operadores booleanos, se establecieron vínculos lógicos entre los términos dado que se producen resultados superiores y de mejor calidad en la búsqueda de la información. Las combinaciones fueron las siguientes:

Apis mellifera **and** environmental indicator

Apis mellifera **and** atmospheric contamination

Apis mellifera **and** particulate matter

Apis mellifera **and** environmental indicators **and** atmospheric contamination

Apis mellifera **and** environmental indicator **and** particulate matter

Con estas combinaciones de términos se hicieron las búsquedas de artículos científicos en las siguientes bases de datos: SciELO, Science Direct, Redalyc, SpringerLink y otras bases de datos o metabuscadores como Google Académico. Las bases de datos fueron el motor de búsqueda más significativo, ya que alojan información de alta importancia con características homogéneas y organizada, de tal manera que se logró realizar una búsqueda exhaustiva de la temática accediendo a documentos de calidad en el contexto técnico y científico (Gusenbauer & Haddaway, 2020). Luego, para cada artículo encontrado en la búsqueda de las diversas bases de datos fue guardado con un número consecutivo y agrupado de acuerdo con la combinación de palabras clave a la que pertenecía. Seguidamente, se construyó una base de datos y finalmente se almacenaron los artículos científicos en Mendeley que es un gestor de referencias bibliográficas libre que permite organizar la información e integrar la citación de referencias bibliográficas desde Word.

Selección de artículos científicos

En la selección de artículos se realizó una rúbrica de puntuación basada en la metodología PRISMA, la cual está diseñada para facilitar y mejorar el proceso de elaboración de revisiones sistemáticas y metaanálisis (Rethlefsen et al., 2021). Los criterios de esta rúbrica se fijaron teniendo en cuenta los aspectos más significativos en los procesos de credibilidad para una publicación. Cabe recordar que el propósito principal fue la selección de aquellos artículos científicos coherentes con los objetivos de la investigación y que conservan altos criterios de calidad. Cada artículo fue valorado en los siguientes aspectos: título, DOI, resumen, introducción, objetivos, metodología, resultados, conclusiones y referencias. Para cada ítem se asignó una calificación de uno a tres; en total se tuvieron en cuenta nueve criterios para la valoración, siendo 27 la máxima calificación.

Resultados y discusión

Inicialmente se siguió la ruta metodológica para la consulta de dicha información, para ello se construyeron y probaron las distintas combinaciones de términos (ecuaciones de bibliométricas) con el propósito de perfilar los resultados de la búsqueda. Como resultado de este proceso se obtuvo la ecuación 1:

$$\text{APMPA} = (\text{A} + \text{X and Y}) + (\text{A} + \text{X and Z}) \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde,

APMPA: Abejas *Apis mellifera* como bioindicadores de material particulado en el aire

A= *Apis mellifera*

X= environmental indicators

Y= atmospheric contamination

Z= particulate matter

Los resultados de la búsqueda bibliográfica permiten evidenciar que se obtuvieron un total de 49 590 resultados, que son el 94 % y fueron obtenidos de “otras bases de datos”, mientras que solo el 2,8 % y 2,5 % fueron obtenidos de Science Direct y SpringerLink, respectivamente (Figura 6.1). Es importante resaltar que para bases de datos como SciELO, Redalyc y Dialnet no se obtuvieron resultados significativos respecto a las búsquedas. A pesar de que se hizo una búsqueda específica en las bases de datos reconocidas, los resultados obtenidos no fueron significativos, lo que indica que no existen muchos artículos publicados al respecto.

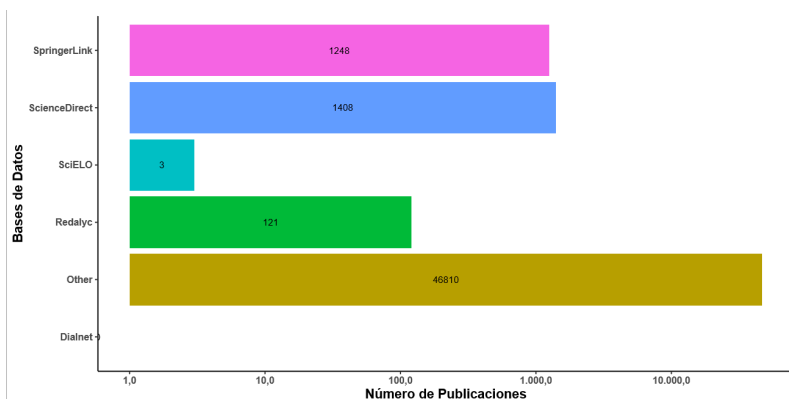


Figura 6.1. Resultados obtenidos por base de datos

Fuente: elaboración propia

En cuanto a los resultados obtenidos según las combinaciones de palabras clave, los mayores resultados se obtuvieron para “*Apis mellifera* **and** *environmental indicator*” con el 38 % y para “*Apis mellifera* **and** *atmospheric contamination*” con el 33 % (Figura 6.2). En la representación gráfica del resultado de la búsqueda según las palabras clave se evidenció que a medida de que se iban combinando las palabras hacia una búsqueda más específica, iban disminuyendo proporcionalmente los resultados obtenidos, lo cual es coherente con lo esperado, ya que la búsqueda se vuelve más especializada.

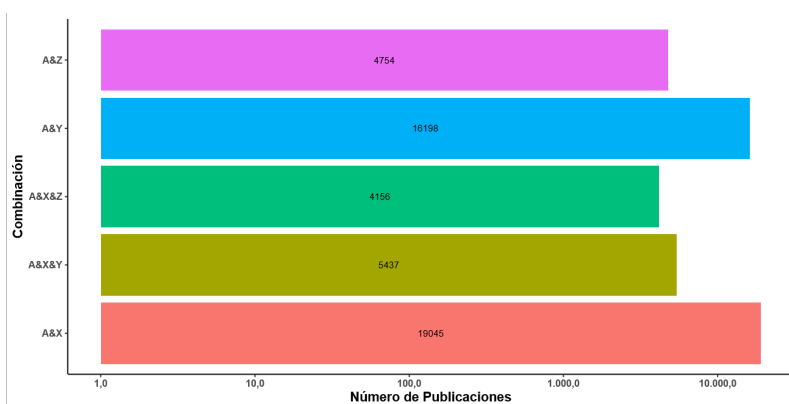


Figura 6.2. Resultados obtenidos por combinación de palabras clave

Fuente: elaboración propia.

Con los resultados encontrados y junto a la información suministrada por estas investigaciones, se puede aplicar la rúbrica de puntuación y posterior selección de artículos.

Resultados de la selección y clasificación de artículos

La aplicación de criterios definidos en la rúbrica analizada se pudo depurar la información y de allí se seleccionaron los artículos que cumplieron con los más altos estándares de calidad según la aplicación de la rúbrica de puntuación. Como se puede observar, en todo este proceso se contabilizaron 49 590 resultados de los cuales solamente se incluyeron 170 resultados para aplicación de la rúbrica de puntuación y el resto de los artículos fueron descartados en la revisión previa de *abstract* (Figura 6.3). En la medida en la que los resultados fueron sometidos a diferentes criterios de inclusión exclusión, el total fue reducido hasta su resultado final de 54 artículos.

Investigaciones acerca de *Apis mellifera* como bioindicador

Existen estudios que demuestran que los insectos como las abejas son considerados bioindicadores confiables y eficientes porque exhiben deterioro químico ambiental debido a una alta tasa de mortalidad y a que interceptan partículas suspendidas en el aire o flores (Chowdhury et al., 2023), algo coherente con lo encontrado en esta revisión. Sin embargo, los aportes adicionales de este trabajo consisten en la compilación de información que dé cuenta de las variables a tener en cuenta ante la presencia de contaminantes y al planteamiento de estrategias que permitan valorar los riesgos que representa el material particulado a los ecosistemas, especialmente a los polinizadores.

Tal como se muestra en la evolución de esta revisión, se han registrado estudios relacionados con el comportamiento de las abejas como bio-indicadores medioambientales en varios países (Figura 6.4). Es importante destacar que en sus inicios no se contaba con evidencias suficientes para la categorizar como bioindicador; en los últimos 3 años se han llevado a cabo investigaciones que asocian el comportamiento de las abejas con la resistencia antimicrobiana, cambio climático y el transporte de contaminantes (Cunningham et al., 2022).

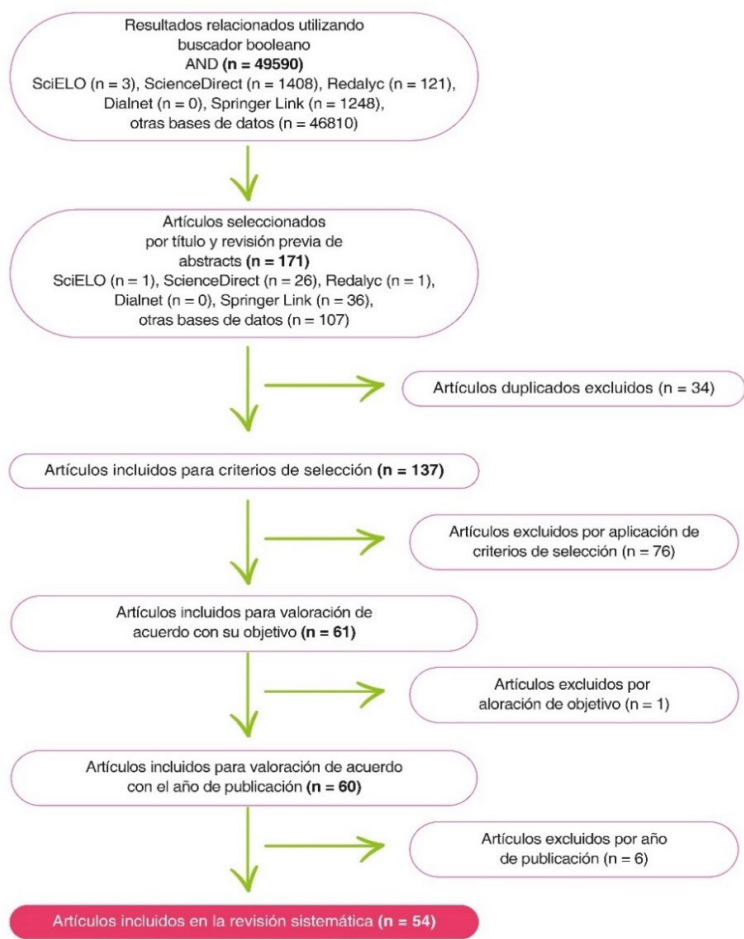


Figura 6.3. Criterios de inclusión/exclusión de los artículos para la revisión sistemática

Fuente: elaboración propia.

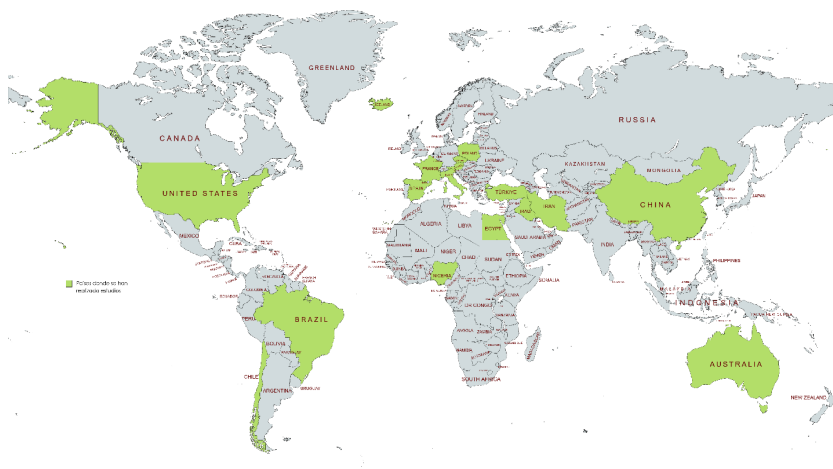


Figura 6.4. Países donde se han hecho estudios sobre *Apis mellifera* como bioindicadores ambientales

Fuente: elaboración propia.

De hecho, existen diversos estudios que han permitido posicionar esta especie como bioindicador. En el caso de Suramérica se hizo una actualización de aquellos avances logrados hasta la fecha. En Brasil se han realizado importantes avances desde el 2015 utilizando técnicas de morfometría con el objetivo de establecer la relación que existe entre la asimetría de las alas de las abejas *Apis mellifera* y la contaminación por material particulado en el aire (Bonatti et al., 2023). En investigaciones más recientes se han encontrado trabajos que se refieren a la importancia que tiene el monitoreo de abejas en Santa Catarina partiendo del supuesto de que las abejas en su trabajo pueden recopilar contaminantes en sus cuerpos, encontrándose resultados con la presencia de metales pesados.

Es claro que uno de los más importantes hallazgos es la alta sensibilidad de las abejas ante la exposición a metales pesados tales como el cadmio, cromo, cobre, manganeso y hierro, tal como lo describen las investigaciones (Davodpour et al., 2019) (Adeoye et

al., 2021) (Bonatti et al., 2023), ya que estos metales se adhieren de manera efectiva al cuerpo de las abejas y al llegar a las colmenas contaminan los subproductos tales como la miel, el propóleo y el polen), (Zarić, Deljanin, et al., 2018) (Zarić, Deljanin, et al., 2018), demostrando que las abejas funcionan como biosensores de metales pesados (Nenad M. Zarić, Ilijević, et al., 2018) (Borg & Attard, 2020)(Căuia et al., 2020) (Gizaw et al., 2020) (Di Fiore et al., 2022).

Dada la sensibilidad que tienen las abejas a los contaminantes orgánicos persistentes, un claro ejemplo es el estudio realizado en Turquía, en el que se determinó la presencia de bifenilos policlorados en muestras de abejas, miel y polen, pero encontraron una relación significativa entre los resultados asociados con las condiciones meteorológicas y el reporte de contaminantes en el área de influencia (Sari et al., 2020). Entre tanto, en la investigación sobre compuestos de policíclicos aromáticos sulfurados e hidrocarburos aromáticos policíclicos en las abejas que han demostrado efectos mutagénicos en valores que datan de los ng/g, demostrando que las abejas son bastante sensibles a muy bajas concentraciones (Sebastiani et al., 2023).

Entre los efectos estudiados de los contaminantes sobre las abejas está la muerte súbita de estas, sobre ello Goretti et al., (2020) desarrolló una investigación para determinar el índice de contaminación de las abejas de la miel (HCI), basado principalmente en la bioacumulación de metales pesados y se apoyaron en la determinación de los elementos metálicos presentes en el material particulado (PM_{10}) y se logró expresar sintéticamente el grado de contaminación. Sin embargo, concluye su investigación sugiriendo que existen otras fuentes de contaminación distintas al material particulado y que son de importancia en los efectos causados a las abejas como los

plaguicidas, fertilizantes y desarrollo de actividades antrópicas Dabour et al., (2019).

Otro aspecto importante es la asimetría en las alas, la cual se correlaciona la estructura morfológica, basada en morfometría geométrica de las colmenas como indicativo de contaminación antrópica. De hecho se ha demostrado significativos avances importantes estudios que correlacionan los efectos en las alas con el SARS COVID como indicador de contaminación atmosférica (Cilia et al., 2022). Por ello, la contaminación atmosférica y su relación con las abejas es de vital relevancia continuar con estudios que permitan robustecer esta metodología de monitoreo, en términos de recoger herramientas que permitan la validación de los mismos.

En la primera investigación relacionada con las variables de interés frente al planteamiento de una fórmula, se había mencionado la relación existente entre la presencia de contaminación de material particulado con la muerte súbita, metales y asimetría fundamentalmente. Sin embargo, se ha demostrado que existen otras variables que:

$$P = \frac{x}{2} + y + z + w \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde,

P = Presencia de contaminación por material particulado en el aire (PM_{10} - $PM_{2.5}$).

x = muerte súbita de las abejas.

y = presencia de metales pesados en el cuerpo de la abeja por encima de los umbrales reportados en la literatura.

z = presencia de contaminantes en los subproductos por encima de los umbrales reportados en la literatura.

w = presencia de asimetría en las alas según lo reportado en investigaciones.

A la hora de realizar el cálculo se debe asumir que todas las variables son dicotómicas, es decir, si no se presenta el evento se coloca cero (0) y si existe presencia se asigna un valor de uno (1); y, en consecuencia, los resultados se pueden interpretar de la siguiente manera:

Tabla 6.1. Interpretación de los resultados de la ecuación propuesta

Valor obtenido	Presencia de contaminación por material particulado en el aire
0 – 1	Ausente
1,1 – 2	Leve
2,1 – 3	Moderado
> 3,1	Severo

Fuente: los autores.

En la actualidad *Apis mellifera* no solo es sensible por la presencia de material particulado, ya que se ha establecido que las abejas son sensibles incluso a compuestos orgánicos en lo que se destacan los agroquímicos, patógenos, entre otros (J.O. et al., 2018). Por ello, hablar del material particulado no es suficiente para describir los efectos que hacen en la especie la exposición a contaminantes atmosféricos. Y aunque hoy se tienen modelos predictivos (Arregocés et al., 2023) es de gran valía conocer las dinámicas de los ecosistemas.

Algunos autores han desarrollado importantes avances en temas de genómica y las metodologías de medición para que desde el ARN se puedan establecer efectos sobre el estrés (Grozinger y Zayed, 2020). Sin embargo, es necesario que se hagan los análisis de los produc-

tos derivados de las actividades de las abejas y de la peligrosidad de los compuestos presentes en estos, por ello, en la fórmula se propone la adición del nivel de riesgo que presentan los compuestos presentes en la miel y el polen. Los parámetros pueden ser ajustados a la *United State Environmental Protection Agency* (US EPA), dado que tienen unas implicaciones directas con los seres humanos.

$$P_T = \frac{x}{2} + y + z + w + t$$

Donde,

P_T = Presencia de contaminación total en el aire.

x = muerte súbita de las abejas reportadas según escenario geográfico.

y = presencia de metales pesados en el cuerpo de la abeja por encima de los umbrales reportados en la literatura y en la regulación.

z = presencia de contaminantes en los subproductos por encima de los umbrales reportados en la literatura.

w = presencia de asimetría en las alas según lo reportado.

t = Nivel de riesgo reportado por el tipo de contaminantes encontrados.

Sin embargo, hay estudios que analizan el cambio del ADN de la especie de estudio para establecer los efectos y riesgos relacionados, un claro ejemplo fue el estudio de Macrì et al., 2023, quienes trabajaron con mariposas y polillas que son reconocidos como bio-indicadores por sus características y se consideran polinizadores silvestres en estado larvario como edad adulta. Estos autores analizaron el daño genómico concluyendo que el estudio de las larvas son un elemento interesante y luego el análisis de riesgo según la exposición.

Conclusiones

Es claro que se han realizado importantes aportes frente al papel que desempeñan las abejas como bioindicadores de material particulado en el aire. Uno de estos radica en haber establecido una relación entre la muerte súbita de los individuos que conforman las colonias y su cercanía a la fuente donde se genera la contaminación, así como la presencia de moléculas tóxicas adheridas a su cuerpo o encontradas en los subproductos biológicos. Los más destacados son los metales pesados y compuestos orgánicos altamente persistentes. En casos más severos ocurren modificaciones atípicas en la morfología de su cuerpo; no obstante, no en todas las circunstancias se tienen estas modificaciones, por lo que la aparición de alguna de estas es un indicativo de su exposición.

En la actualidad surgen nuevos aportes sobre el estudio de la genómica de las abejas como un factor importante, ya que no solo afecta el comportamiento sino sus genes, y, por tanto, la subsistencia en general. Este estudio permitió recopilar estos hallazgos dándole relevancia a factores apremiantes en la exposición por contaminación atmosférica, situación que permite incluir el factor de riesgo químico de los contaminantes y su incidencia en la calidad de vida de las abejas.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Abierta y a Distancia por brindar los recursos tecnológicos para el desarrollo de la investigación, que dio como producto el trabajo de grado de uno de los autores de este documento y que se encuentra alojado en el repositorio institucional: <https://repository.unad.edu.co/handle/10596/38211>

Referencias

- Adeoye, O. T., Pitan, O. R., Olasupo, O. O., Ayandokun, A. E., ..., & Abudul-azeez, F. I. (2021). Assessment of honeybees and bee honey as bioindicators of environmental pollution. *Aujst. Com*, 5(1), 460–465.
- Arregocés, H. A., Rojano, R., & Restrepo, G. (2023). Health risk assessment for particulate matter: application of AirQ+ model in the northern Caribbean region of Colombia. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 16(5), 897–912. <https://doi.org/10.1007/s11869-023-01304-5>
- Ayala-Cortés, M., Barrera-Huertas, H. A., Sedeño-Díaz, J. E., & López-López, E. (2023). Impact of Particulate Matter (PM10 and PM2.5) from a Thermoelectric Power Plant on Morpho-Functional Traits of *Rhizophora mangle* L. Leaves. *Forests*, 14(5). <https://doi.org/10.3390/f14050976>
- Bezares, G. M., & Rojo, A. S. (2010). Tesauros en acceso abierto en internet. Un análisis cuantitativo. *Revista Española de Documentacion Cientifica*, 33(4), 643–663. <https://doi.org/10.3989/redc.2010.4.763>
- Bonatti, M., Bonatti-Chaves, M., Sieber, S., Júnior, J. C. F. M., Gumboski, E. L., Mouga, D. M. D. da S., Medeiros, S. H. W., Macalossi, J., Cabral, R. D. C., Dias, M., & Pfundner, P. (2023). *Effect of urban environmental conditions on native populations of plants, lichenized fungi and bee pollen*. 1–22. <https://doi.org/https://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4498889>
- Borg, D., & Attard, E. (2020). Honeybees and their products as bioindicators for heavy metal pollution in Malta. *Acta Brasilensis*, 4(1), 60. <https://doi.org/10.22571/2526-4338282>
- Căuia, E., Siceanu, A., Visan, G. O., Căuia, D., Colta, T., & Spulber, R. A. (2020). Monitoring the field-realistic exposure of

- honeybee colonies to neonicotinoids by an integrative approach: A case study in Romania. *Diversity*, 12(1). <https://doi.org/10.3390/d12010024>
- Chowdhury, S., Dubey, V. K., Choudhury, S., Das, A., Jeengar, D., Sujatha, B., Kumar, A., Kumar, N., Semwal, A., & Kumar, V. (2023). Insects as bioindicator: A hidden gem for environmental monitoring. *Frontiers in Environmental Science*, 11(March), 1–16. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1146052>
- Cilia, G., Bortolotti, L., Albertazzi, S., Ghini, S., & Nanetti, A. (2022). Honey bee (*Apis mellifera* L.) colonies as bioindicators of environmental SARS-CoV-2 occurrence. *Science of the Total Environment*, 805, 150327. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150327>
- Cunningham, M. M., Tran, L., McKee, C. G., Ortega Polo, R., Newman, T., Lansing, L., Griffiths, J. S., Bilodeau, G. J., Rott, M., & Marta Guarna, M. (2022). Honey bees as biomonitors of environmental contaminants, pathogens, and climate change. *Ecological Indicators*, 134, 108457. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108457>
- Dabour, K., Al Naggar, Y., Masry, S., Naiem, E., & Giesy, J. P. (2019). Cellular alterations in midgut cells of honey bee workers (*Apis mellifera* L.) exposed to sublethal concentrations of CdO or PbO nanoparticles or their binary mixture. *Science of the Total Environment*, 651, 1356–1367. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.311>
- Davodpour, R., Sobhanardakani, S., Cheraghi, M., Abdi, N., & Lores-tani, B. (2019). Honeybees (*Apis mellifera* L.) as a Potential Bioindicator for Detection of Toxic and Essential Elements in the Environment (Case Study: Markazi Province, Iran). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 77(3), 344–358. <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00634-9>

- Di Fiore, C., Nuzzo, A., Torino, V., Cristofaro, A. De, Notardonato, I., Passarella, S., Di Giorgi, S., & Avino, P. (2022). Honeybees as Bioindicators of Heavy Metal Pollution in Urban and Rural Areas in the South of Italy. *Atmosphere*, 13(4), 1–12. <https://doi.org/10.3390/atmos13040624>
- Gizaw, G., Kim, Y. H., Moon, K. H., Choi, J. B., Kim, Y. H., & Park, J. K. (2020). Effect of environmental heavy metals on the expression of detoxification-related genes in honey bee *Apis mellifera*. *Apidologie*, 51(4), 664–674. <https://doi.org/10.1007/s13592-020-00751-8>
- Goretti, E., Pallottini, M., Rossi, R., La Porta, G., Gardi, T., Cenci Goga, B. T., Elia, A. C., Galletti, M., Moroni, B., Petroselli, C., Selvaggi, R., & Cappelletti, D. (2020). Heavy metal bioaccumulation in honey bee matrix, an indicator to assess the contamination level in terrestrial environments. *Environmental Pollution*, 256, 113388. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113388>
- Grozinger, C. M., & Zayed, A. (2020). Improving bee health through genomics. *Nature Reviews Genetics*, 21(5), 277–291. <https://doi.org/10.1038/s41576-020-0216-1>
- Gusenbauer, M., & Haddaway, N. R. (2020). Which academic search systems are suitable for systematic reviews or meta-analyses? Evaluating retrieval qualities of Google Scholar, PubMed, and 26 other resources. *Research Synthesis Methods*, 11(2), 181–217. <https://doi.org/10.1002/jrsm.1378>
- J.O., M.-M., Tapia-Gonzalez J.M, F., C.-E., E., G.-N., C.A., M.-F., & De la Mora-Peña A. (2018). El efectos de los agroquímicos en las abejas melíferas y su relación con el síndrome del colapso de las colonias. In *Avances de la Investigación Sobre Producción Animal y Seguridad Alimentaria en México* (pp. 161–170). http://www.economics-reloaded.es/1_economia_clasica/David_Ricardo/1_2_3_efectos_de_impuestos.htm

- Macrì, M., Gea, M., Piccini, I., Dessì, L., Santovito, A., Bonelli, S., Schilirò, T., & Bonetta, S. (2023). Cabbage butterfly as bioindicator species to investigate the genotoxic effects of PM₁₀. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(15), 45285–45294. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25510-x>
- Mura, I., Franco, J. F., Bernal, L., Melo, N., Díaz, J. J., & Akhavan-Tabatabaei, R. (2020). A Decade of Air Quality in Bogotá: A Descriptive Analysis. *Frontiers in Environmental Science*, 8(May), 1–12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00065>
- Rethlefsen, M. L., Kirtley, S., Waffenschmidt, S., Ayala, A. P., Moher, D., Page, M. J., Koffel, J. B., Blunt, H., Brigham, T., Chang, S., Clark, J., Conway, A., Couban, R., de Kock, S., Farrah, K., Fehrmann, P., Foster, M., Fowler, S. A., Glanville, J., ... Young, S. (2021). PRISMA-S: an extension to the PRISMA Statement for Reporting Literature Searches in Systematic Reviews. *Systematic Reviews*, 10(1), 39. <https://doi.org/10.1186/s13643-020-01542-z>
- Sari, M. F., Gurkan Ayyildiz, E., & Esen, F. (2020). Determination of polychlorinated biphenyls in honeybee, pollen, and honey samples from urban and semi-urban areas in Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(4), 4414–4422. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07013-w>
- Sebastiani, B., Mariucci, S., & Palmieri, N. (2023). Foraging Honeybees (*Apis mellifera ligustica*) as Biocenosis Monitors of Pollution in Areas Affected by Cement Industry Emissions. *Environments - MDPI*, 10(2). <https://doi.org/10.3390/environments10020034>
- Sekar, M., Praveen Kumar, T. R., Selva Ganesh Kumar, M., Vaníčková, R., & Maroušek, J. (2021). Techno-economic review on short-term anthropogenic emissions of air pollutants and particulate matter. *Fuel*, 305(July). <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.121544>

- Shirwani, R., Gulzar, S., Asim, M., Umair, M., & Al-Rashid, M. A. (2020). Control of vehicular emission using innovative energy solutions comprising of hydrogen for transportation sector in Pakistan: A case study of Lahore City. *International Journal of Hydrogen Energy*, 45(32), 16287–16297. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.02.173>
- Sompornrattanaphan, M., Thongngarm, T., Ratanawatkul, P., Wongsas, C., & Swigris, J. J. (2020). The contribution of particulate matter to respiratory allergy. *Asian Pacific Journal of Allergy and Immunology*, 38(1), 19–28. <https://doi.org/10.12932/AP-100619-0579>
- Varón, M. G., & Ruiz, P. C. (2017). *Inventarios de emisiones atmosféricas*.
- Zarić, N. M., Deljanin, I., Ilijević, K., Stanisavljević, L., Ristić, M., & Gržetić, I. (2018). Honeybees as sentinels of lead pollution: Spatio-temporal variations and source appointment using stable isotopes and Kohonen self-organizing maps. *Science of the Total Environment*, 642, 56–62. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.040>
- Zarić, N. M., Ilijević, K., Stanisavljević, L., & Gržetić, I. (2018). Use of honeybees (*Apis mellifera* L.) as bioindicators of spatial variations and origin determination of metal pollution in Serbia. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 83(6), 773–784. <https://doi.org/10.2298/JSC171110018Z>

Sobre los autores

Juana Alvarado Ibarra

Cuenta con estudios de Ingeniería Ambiental y Ciencias Ambientales de la Universidad Autónoma Metropolitana, México. Es doctora en Ciencia de Materiales de la Universidad de Sonora. Labora como académico de tiempo completo desde hace 16 años en el Departamento de Investigación en Polímeros y Materiales de la Universidad de Sonora. Ha dirigido más de 20 tesis, formando recurso humano de especialistas y maestros en el posgrado en Sustentabilidad. Ha participado en la elaboración de capítulos de libros en editoriales de Mc. Graw Hill y Elsevier. Además de publicar trabajos de investigación en revistas de circulación nacional e internacional. Actualmente pertenece al Sistema Nacional de Investigadores con reconocimiento en el nivel 1.

Correo electrónico:

juana.alvarado@unison.mx

Laura Marcela Trujillo Vargas

Ingeniera Agroindustrial, magíster en Biotecnología y doctora en Ingeniería. Docente de tiempo completo en la Facultad de Ingeniería del Tecnológico de Antioquia. En el área de investigación su trabajo se ha enfocado en el desarrollo de sistemas de liberación lenta de

principios activos para nutrición vegetal; montaje y evaluación de procesos de fermentación (líquidos y sólidos), extracción y cuantificación de principios activos de hierbas medicinales y microalgas, en este último incorporando conceptos de economía circular.

Correo electrónico:

laura.trujillo72@tdea.edu.co // lauramtrujillov@gmail.com

Kellys Nallith Salcedo Hurtado

Ingeniera Ambiental de la Universidad de Medellín con maestría en Agroforestería para el Desarrollo Sostenible de la Universidad Autónoma Chapingo, México. Experiencia laboral en el sector académico con cargo actual de docente ocasional de tiempo completo en el programa de Ingeniería Ambiental, Tecnológico de Antioquia, IU. Docente de cátedra Universidad Eafit. En el sector productivo se desempeñó como coordinadora ambiental en Residuos Ecoeficiencia S.A, coordinadora ambiental en Marexi Ltda. Auxiliar de investigación en la Universidad Autónoma de Chapingo. Consultora independiente en el área ambiental y propiedad horizontal. Entre sus publicaciones más destacadas: “Métodos estadísticos multivariados para el análisis de macronutrientes en especies forestales del embalse Topocoro”; “Evaluación de la adaptación de *Helianthus annuus* en asocio con hongos micorrízicos en suelos contaminados con plomo”; “Comparativo del número de propágulos de hongos micorrízico arbusculares entre un inóculo crudo multiespérico y el suelo de un monocultivo de *Allium fistulosum*”.

Correo electrónico:

kellys.salcedo@tdea.edu.co – kenshu09@gmail.com

Carolina García Ávila

Bacterióloga del Colegio Mayor de Antioquia con especialización y maestría en Biotecnología de la Universidad Pontificia Bolivariana.

Experiencia laboral en el sector académico con cargo actual de coordinadora académica del programa de Ingeniería Ambiental, Tecnológico de Antioquia, IU. En el sector productivo se ha desempeñado como coordinadora de laboratorio de Bioinsumos Agroambientales en la empresa Soluciones Biotecnológicas y Agroambientales S.A.S. Investigación y Desarrollo en la empresa Abonamos S.A. Entre sus publicaciones se destacan: “Evaluación de la adaptación de *Helianthus annuus* en asocio con hongos micorrízicos en suelos contaminados con plomo”; “Bioprecipitación de carbonato de calcio mediada por aislados nativos de *Bacillus* spp. Comparativo del número de propágulos de hongos micorrízico arbusculares entre un inóculo crudo multiespórico y el suelo de un monocultivo de *Allium fistulosum*”.

Correo electrónico:

cavilaga@tdea.edu.co – caritogarciaavila@gmail.com

Santiago Vélez Correa

Estudiante de Ingeniería Ambiental del Tecnológico de Antioquia.

Correo electrónico:

santiago.velez85@correo.tdea.edu.co

Arley Alexander Reales Ruiz

Ingeniero Químico de la Universidad de San Buenaventura, con reconocimiento por tesis meritoria en la investigación denominada “Evaluación de microorganismos catalizadores presentes en compost producido a partir de material lignocelulósico y cáscaras de frutas”. Desde entonces se ha interesado por la investigación.

Correo electrónico

aarealesr@miusbctg.edu.co; arleyrealesruiz@gmail.com

Jorge Andrés Castellón Lambis

Ingeniero Químico de la Universidad de San Buenaventura, con reconocimiento por tesis meritoria en la investigación denominada “Evaluación de microorganismos catalizadores presentes en compost producido a partir de material lignocelulósico y cáscaras de frutas”. Actualmente desempeña labores investigativas en la Universidad de San Buenaventura, donde se destaca por su enfoque innovador en el campo de la Ingeniería Química.

Correo electrónico:

jacastellonl@miusbctg.edu.co; jlambis17@gmail.com

Edison Albert Zuluaga Hernández

Ingeniero Químico, magíster y doctor en Ingeniería de la Universidad Nacional de Colombia. En investigación su trabajo se ha centrado en nanomateriales bidimensionales para la adsorción de gases tóxicos. Se ha desempeñado como investigador en la Universidad de Medellín, Universidad Antonio Nariño y como docente en la Universidad de San Buenaventura de Cartagena y el ITM Institución Universitaria de Medellín. Actualmente trabaja para la Secretaría de Educación de Antioquia.

Correo electrónico:

eazh86@gmail.com

Karina Ríos-Montes

Ph. D. en Biotecnología, magíster en Biología y Bacterióloga de la Universidad de Antioquia. Posdoctora del Centro de Ciencia y Tecnología de Antioquia (2021-2022). Docente investigador de la Universidad de San Buenaventura Cartagena. Su experiencia en investigación aborda las líneas de diagnóstico y control de la contami-

nación de matrices ambientales, biorremediación y rehabilitación de suelos, biología molecular e indicadores de calidad ambiental. Con publicaciones relacionadas con la dinámica microbiana en el tratamiento de aguas residuales contaminadas con plaguicidas y la biorremediación de suelos disturbados por la minería, uso del biochar para la rehabilitación de suelos y gestión de residuos sólidos.

Correo electrónico:

karina.rios@usbctg.edu.co; karios2808@gmail.com

Laura Sofía Ramírez Wilches

Ingeniera Química de la Universidad Industrial de Santander, magíster en Seguridad y Salud en el Trabajo de la Universidad de San Buenaventura seccional Cartagena. Se ha dedicado a la investigación en el área de bioprocesos y medio ambiente, desarrollando investigaciones en el tratamiento y adecuación de agua para potabilización, y tratamiento de aguas residuales, así como procesos de aprovechamiento de residuos: producción de compost y generación de biogás. Actualmente se desempeña como docente en la Facultad de Ingeniería de la Universidad de San Buenaventura.

Correo electrónico:

laura.ramirez@usbctg.edu.co; laurasofia111@gmail.com

Anngie Katherine Molina Macías

Ingeniera Sanitaria. Magíster en Ingeniería Ambiental. Docente de la Institución Universitaria Tecnológico de Antioquia. Cuenta con experiencia en docencia universitaria e investigación, en procesos de tratamiento de aguas residuales, calidad y gestión del agua.

Correo electrónico:

anngie.molina@tdea.edu.co, anngiemolinam@gmail.com

Yudy Andrea Londoño Cañas

Ph.D en Ingeniería Ambiental, magíster en Ingeniería Ambiental e Ingeniera Sanitaria de la Universidad de Antioquia. Cuenta con 11 años de experiencia en docencia e investigación en universidades de educación superior en temáticas de procesos físico-químicos y biológicos para el tratamiento de aguas, biotecnología ambiental, calidad del agua y aguas subterráneas. Posdoctora en aguas subterráneas en la Universidad de Ryerson en Canadá y posdoctora en tratamiento de aguas residuales en la Universidad de Antioquia. Docente vinculada a la Escuela Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia.

Correo electrónico:

yudy.londono@udea.edu.co

Gustavo Antonio Peñuela Mesa

Ph.D en Química Ambiental, magíster en Ciencias Químicas, especialista en Gestión Ambiental y Químico de profesión. Con 33 años de experiencia en docencia e investigación en educación superior en temáticas de procesos fisicoquímicos y biológicos para el tratamiento de aguas, calidad del agua, procesos avanzados de oxidación y saneamiento ambiental. Profesor titular de la Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia. Director del grupo de investigación Diagnóstico y Control de la Contaminación (GDICON).

Correo electrónico:

gustavo.penuela@udea.edu.co

Johan Betancour Osorio

Ingeniero Mecánico con maestría en Ingeniería Mecánica de la Universidad de Antioquia. Actualmente se desempeña como ingeniero en Industrias Haceb. Con experiencia en proyectos de investigación enfocados en la generación de energía a través de fuentes reno-

vables y alternativas. Su enfoque principal ha sido el desarrollo de nuevos sistemas hidráulicos para áreas no interconectadas. También se ha desempeñado como profesor en temas relacionados con la hidráulica y las energías alternativas. Además, posee experiencia en la industria en el diseño de sistemas hidráulicos y de bombeo, así como en el diseño de aparatos eléctricos y de gas par ar.

Correo electrónico:

johan.betancour@udea.edu.co; johan.betancouro@gmail.com

Ainhoa Rubio-Clemente

Profesora asociada de la Escuela Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia y miembro de los grupos de investigación Energía Alternativa (GEA) y Diagnóstico y Control de la Contaminación (GDCON). Con experiencia en docencia e investigación en áreas relacionadas con el diagnóstico de la contaminación de diversas matrices ambientales, particularmente del agua, así como en su tratamiento mediante la implementación de procesos alternativos a los utilizados convencionalmente en la actualidad. Asimismo, ha participado en numerosos proyectos de investigación y productos de nuevo conocimiento y de apropiación social del conocimiento enfocados a la caracterización de recursos naturales para su posterior uso como fuentes no convencionales de energía renovable. Es Licenciada en Ciencias Ambientales (equivalente al nivel 3 del MECES) por la Universidad de Salamanca (Salamanca, España), con maestría en Educación Bilingüe por la Universidad Internacional de La Rioja (La Rioja, España), Ph.D. en Ingeniería Ambiental de la Universidad de Antioquia (Medellín, Colombia) y Ph.D. en Ciencias de la Salud de la Universidad Católica San Antonio de Murcia (Murcia, España).

Correo electrónico:

ainhoa.rubioc@udea.edu.co; ainhoarubioclem@gmail.com

Edwin Lenin Chica Arrieta

Ingeniero mecánico y profesor titular del Departamento de Mecánica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia. Tiene experiencia docente e investigadora en áreas relacionadas con el diseño estructural y las energías renovables a partir de fuentes de energía renovables convencionales y no convencionales. Es coordinador del grupo de investigación Energía Alternativa (GEA) de la Universidad de Antioquia. Tiene un doctorado en Ingeniería Industrial de la Universidad de Valladolid (Valladolid, España), una maestría en Ingeniería y una especialización enfocada en Diseño Mecánico de la Universidad EAFIT (Medellín, Colombia). Entre sus áreas de interés de investigación se incluyen el diseño de dispositivos mecánicos para el aprovechamiento de fuentes de energía renovables y el diseño de dispositivos para el tratamiento de agua.

Correo electrónico:

edwin.chica@udea.edu.co; edwchica@gmail.com

Aura Cristina Chaparro Rico

Profesional en Ingeniería Ambiental de la Universidad San Tomás. Se desempeña como ingeniera de apoyo de interventoría a la coordinación de Planes de Gestión Integral de Obras (PGIO) y de proyectos del Consorcio Interdi-Bateman en el contrato 406 FIP 2021 de interventoría de obras viales del Departamento para la Prosperidad Social. En proceso de edición para publicar capítulo de libro: “Diagnóstico del estado actual del recurso suelo de la ciudad de Tunja, Boyacá, a partir de un análisis cartográfico para la identificación de los conflictos y degradación”, en “Cuadernos de GEOLOGÍA Y SUELOS: conceptos, herramientas y aplicaciones” de ediciones USTA de la Universidad Santo Tomás.

Correo electrónico:

aura.chaparror@usantoto.edu.co; aura.cristina1600@gmail.com.

Lina-Patricia Vega-Garzón

Ingeniera química de la Universidad Nacional de Colombia, magíster en Economía del Medio Ambiente y los Recursos Naturales de la Universidad de los Andes – University of Maryland, y doctora en Ingeniería Ambiental de la Universidad de Antioquia, Colombia. Docente investigador de la Universidad Santo Tomás, seccional Tunja desde el 2019. Ha recibido reconocimientos por su labor como investigadora y por su disertación doctoral sobre tratamiento avanzado de aguas. Sus publicaciones están relacionadas con la calidad y procesos alternativos de tratamiento de aguas, uso de bioindicadores para evaluar la calidad ambiental, y bioeconomía. Correo electrónico:

lina.vegag@usantoto.edu.co, linapatriciav@yahoo.es

Yuddy Alejandra Castro Ortegón

Bioingeniera de la Universidad El Bosque, graduada con honores por la formulación de una herramienta agrícola digital para la producción sustentable de alimentos. Magíster en Gestión Empresarial Ambiental de la misma universidad, con tesis honorífica por la formulación de un modelo de negocio sustentable con impacto positivo en la comunidad logrando integrar la cultura como factor fundamental del desarrollo sustentable. Doctora en Desarrollo Sostenible de la Universidad de Manizales. Docente investigadora en Desarrollo Ambiental y Sostenible de la Facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Santo Tomás de Tunja. Su experiencia en investigación contempla la implementación de planes de gestión estratégica, operaciones sostenibles, gerencia de proyectos, sustentabilidad ambiental, gestión ambiental y diseño e implementación de sistemas tecnológicos aplicados a la agroindustria. Con publicaciones destacadas en temas ambientales en revistas internacionales como *Sustainability* y libros resultados de investigación sobre

turismo rural y estrategias económicas de desarrollo sostenible. Ha recibido reconocimientos internacionales y nacionales en torno a investigaciones aplicadas al reconocimiento del patrimonio social y ambiental para la dinamización de las economías locales como estrategia para garantizar la sostenibilidad en los territorios.

Correo electrónico:

yuddy.castro@usantoto.edu.co; alejandracaastroor@gmail.com

Edison Esteban Gallego Quintero

Ingeniero Ambiental y tecnólogo en Manejo de Bosques. Se ha desempeñado en Colombia y República Dominicana liderando procesos técnicos y administrativos de cultivos agroforestales comerciales y para la generación de energía eléctrica a partir de biomasa. Dentro de las áreas de investigación en las que se ha enfocado su trabajo se destacan: los indicadores ambientales y los sistemas de información geográfica.

Correo electrónico:

edisongallego1994@gmail.com

Gloria María Doria Herrera

Químico, master en Ciencias Química de la Universidad Nacional de Colombia y doctora en Ingeniería Ambiental de la Universidad de Antioquia. Investigadora y docente con más de 10 años de experiencia en educación superior. En los años como investigadora ha desarrollado tecnologías para el tratamiento de aguas con especial énfasis en procesos fotoquímicos, diseño experimental y solución de necesidades integrales para problemáticas de contaminación.

Correo electrónico:

gloria.doria@tdea.edu.co

David Santiago Grisales Castañeda

Químico Farmacéutico de la Universidad de Antioquia, magíster en Ciencias Químicas de la Universidad Nacional. Docente con más de tres años de experiencia en educación superior en la Universidad Nacional Abierta y a Distancia (UNAD) y un año de experiencia como instructor en el SENA. En los años de investigación ha trabajado en procesos fotoquímicos de degradación de medicamentos, en el grupo de investigación GIAFOT de la Universidad Nacional de Colombia.

Correo electrónico:

david.grisales@unad.edu.co

Este libro se editó en Alpha Group en noviembre
de 2024, con un tiraje de 200 ejemplares.

Se empleó la tipografía Merriweather.