

MIRADAS

Compiladores
Kellys Nallith Salcedo Hurtado
Luis Fernando Gómez Echeverri

interdisciplinares del medioambiente

TdeA
Institución Universitaria

SELLO EDITORIAL TdeA

MIRADAS

interdisciplinares del medioambiente



TdeA
Institución Universitaria

SELLO EDITORIAL TdeA

Miradas interdisciplinares del medioambiente. Kellys Nallith Salcedo Hurtado, Luis Fernando Gómez Echeverri (compiladores). Karol Flórez Osorno, Leidy Hoyos, Sergio Valencia, Maurin Salamanca, Alba Nelly Ardila Arias, Yorley Vitola, Gabriel Herrera Marimón, Yenifer Olivo-Martínez, Lisett Wilches-López, Karina Ríos-Montes, Katerinne Quiroz Osorio, Luis Fernando Gómez, Kellys Salcedo Hurtado, Lina María Rojas, Leyla Jaramillo Zapata, Laura Velásquez, Ainhoa Rubio-Clemente, Edwin Chica, Lina Patricia Vega Garzón, Ana María Pérez Morales, Lorraine Geraldine López Peralta, Deymer Mena-Córdoba, Yudy Londoño-Cañas, Ainhoa Rubio-Clemente.

Primera edición. Medellín: Sello Editorial Tecnológico de Antioquia Institución Universitaria, 2026
208 páginas

ISBN impreso: 978-628-7782-21-1
ISBN digital: 978-628-7782-20-4

Descontaminación ambiental, Restauración ecológica, Impacto ambiental humano, Protección del medio ambiente, Remediación de ecosistemas, Ecología interdisciplinaria, Conservación de recursos naturales.

CDD: 363.737

Catalogación en la publicación Biblioteca Humberto Saldarriaga Carmona

ISBN impreso: 978-628-7782-21-1
ISBN digital: 978-628-7782-20-4

Primera edición
Septiembre de 2026

© Tecnológico de Antioquia

© Sello Editorial Tecnológico de Antioquia
Calle 78b # 72A - 220
Teléfono: (604) 444 37 00
Medellín - Colombia

Corrección de estilo
Cristian Giraldo (Divegráficas S.A.S.)

Diseño, diagramación e impresión
Divegráficas S.A.S.
Carrera 50 N.° 35-62 - PBX (604) 322 50 96
Medellín - Antioquia
www.divegraficas.com

Este libro incorpora contenidos derivados de procesos de investigación y reflexión, y estos no representan, necesariamente, los criterios institucionales del Tecnológico de Antioquia. Los contenidos son responsabilidad exclusiva de sus autores. Obra protegida por el derecho de autor. Queda estrictamente prohibida su reproducción, comunicación, divulgación, copia, distribución, comercialización, transformación, puesta a disposición o transferencia en cualquier forma y por cualquier medio, sin la autorización previa, expresa y por escrito de su titular. El incumplimiento de la mencionada restricción podrá dar lugar a las acciones civiles y penales correspondientes.

© 2026 Todos los derechos de autor reservados.

Tabla de contenido

01 **Remoción de contaminantes emergentes en el río Cauca a través del uso de biocarbón y fotocatálisis 9**

Karol Flórez Osorno, Leidy Hoyos, Sergio Valencia, Maurin Salamanca, Alba Nelly Ardila Arias

02 **Biorremediación microbiana de hidrocarburos aromáticos policíclicos: una revisión narrativa con búsqueda estructurada 35**

Yorley Vitola, Gabriel Herrera Marimón, Yenifer Olivo-Martínez, Lisett Wilches-López, Karina Ríos-Montes

03 **Paradigmas para la enseñanza y la investigación en estudios ambientales 77**

Katerinne Quiroz Osorio, Luis Fernando Gómez

04 **Gestión del riesgo y profesionalización de los bomberos en Colombia: estado actual y desafíos..... 99**

Kellys Salcedo Hurtado, Lina María Rojas, Leyla Jaramillo Zapata

05 **Modelo de optimización multiobjetivo basado en algoritmos genéticos para el diseño geométrico de turbinas de vórtice gravitacional..... 137**

Laura Velásquez, Ainhoa Rubio-Clemente, Edwin Chica

06 **Análisis de eficiencia de un fotorreactor hexagonal de microalgas en el tratamiento de drenajes ácidos de minas de carbón en Boyacá, Colombia..... 167**

Lina Patricia Vega Garzón, Ana María Pérez Morales, Lorraine Geraldine López Peralta

07 **Aplicación de dinámica de sistemas como herramienta de análisis para la gestión ambiental de las aguas residuales en Quibdó, Chocó 185**

Deymer Mena-Córdoba, Yudy Londoño-Cañas, Ainhoa Rubio-Clemente

Presentación

Las problemáticas ambientales que enfrenta la sociedad contemporánea son de una complejidad creciente que desborda las fronteras tradicionales de las disciplinas científicas. Fenómenos como la contaminación de las fuentes hídricas, la degradación de los ecosistemas, la gestión del riesgo, la transición energética y los impactos derivados de las actividades productivas sobre los recursos naturales exigen enfoques integradores con los cuales sea posible articular múltiples perspectivas y generar respuestas pertinentes frente a las necesidades actuales y futuras de los territorios.

Como respuesta a estos desafíos surge *Miradas interdisciplinares del medioambiente,* una obra resultado de procesos de investigación y de divulgación científica que constituye un espacio de diálogo entre diversas áreas del conocimiento que convergen en la búsqueda de soluciones innovadoras para problemáticas ambientales contemporáneas. Las contribuciones aquí reunidas evidencian que la comprensión de los sistemas ambientales, los retos asociados a la conservación de los recursos naturales, la calidad ambiental y el desarrollo sostenible demandan la participación de campos tan diversos como la ingeniería, la biotecnología, la microbiología, la educación, la gestión del riesgo, la modelación matemática, la gestión territorial y el pensamiento ambiental. Esta convergencia de saberes constituye precisamente la esencia de esta publicación y le otorga su carácter interdisciplinar.

En el libro se presentan investigaciones enfocadas en la descontaminación y restauración de ecosistemas impactados por la actividad humana. Entre los avances se destacan la remoción de contaminantes emergentes en recursos hídricos mediante materiales carbonosos y procesos fotocatalíticos, así como la biorremediación de hidrocarburos aromáticos policíclicos con microorganismos especializados. En conjunto, estos desarrollos confirman el papel esencial de la ingeniería ambiental y de la biotecnología en la recuperación de entornos degradados.

En esta obra se otorga además un rol esencial a la dimensión conceptual de los estudios ambientales mediante el análisis de los paradigmas que guían la enseñanza y la investigación en este campo, al abordar el pensamiento sistémico y las nuevas perspectivas epistemológicas como bases para analizar

fenómenos socioambientales complejos e inciertos. Esta reflexión es pertinente dada la necesidad de transformar el conocimiento y redefinir el vínculo entre la sociedad y su entorno.

Por otra parte, la gestión del riesgo se analiza desde una perspectiva institucional y humana por medio del estudio de la profesionalización de los cuerpos de bomberos en Colombia, un trabajo en el que se evidencia la importancia de fortalecer capacidades técnicas, académicas y organizacionales para responder de manera efectiva a los riesgos y emergencias que enfrentan los territorios y destacar la labor fundamental de estos actores dentro de los sistemas de prevención y atención de desastres.

En el campo de la energía sostenible, se presentan investigaciones orientadas al aprovechamiento eficiente de los recursos hídricos mediante modelos de optimización aplicados al diseño de turbinas de vórtice gravitacional. En estos desarrollos se ilustra cómo la ingeniería aplicada puede contribuir simultáneamente a la generación de energías renovables, a la eficiencia energética y a la implementación de soluciones apropiadas para contextos con limitaciones de infraestructura convencional.

La comprensión de los sistemas urbanos y de las dinámicas territoriales tiene también un espacio importante en esta obra. Por medio de la dinámica de sistemas se analiza la gestión de las aguas residuales en el municipio de Quibdó para comprender las interacciones entre variables ambientales, sociales, económicas e institucionales y generar herramientas de apoyo para la formulación de estrategias orientadas a mejorar la calidad ambiental y la gestión sostenible del recurso hídrico.

Además, la incorporación de soluciones basadas en procesos biológicos se refleja en la evaluación de un fotobiorreactor hexagonal con microalgas para el tratamiento de drenajes ácidos de minas de carbón en Boyacá. Los resultados obtenidos demuestran el potencial de las microalgas como alternativa de biorremediación para la remoción de metales pesados y la recuperación de aguas afectadas por actividades mineras, lo que aporta evidencia científica sobre tecnologías emergentes alineadas con los principios de sostenibilidad y economía circular.

Aunque en cada contribución se aborda un problema específico, todas convergen en un mismo propósito: generar conocimiento aplicable para comprender la complejidad de los sistemas socioambientales y aportar alternativas viables para su gestión. Con esta articulación entre ciencia, tecnología e innovación se construye una visión integral del medioambiente, en la que las soluciones dependen de avances técnicos y también de procesos educativos, institucionales y culturales capaces de transformar la relación de las sociedades con su entorno.

Los hallazgos, metodologías y reflexiones aquí presentados trascienden el ámbito académico y ofrecen insumos valiosos para investigadores, docentes, estudiantes, profesionales, entidades gubernamentales y tomadores de decisiones comprometidos con la construcción de territorios más sostenibles y resilientes. Invitamos a quienes se acerquen a estas páginas a recorrerlas con curiosidad intelectual, pensamiento crítico y disposición para el diálogo. Confiamos en que las experiencias, los análisis y los resultados aquí compartidos amplíen la comprensión sobre las problemáticas ambientales contemporáneas y contribuyan a fortalecer la investigación, la innovación y la formación de capacidades orientadas al logro de una relación más equilibrada entre la sociedad y la naturaleza.

Miradas interdisciplinares del medioambiente es, en esencia, una invitación a reconocer que los desafíos ambientales requieren nuevas formas de pensar, investigar y actuar. En la integración de saberes, en el rigor científico y en la búsqueda permanente de soluciones sostenibles reside el principal valor de esta obra y su aporte a la construcción de un futuro más justo, resiliente y ambientalmente responsable.

Kellys Nallith Salcedo Hurtado

Luis Fernando Gómez Echeverri

Compiladores

Remoción de contaminantes emergentes en el río Cauca a través del uso de biocarbón y fotocatálisis

Karol Flórez Osorno[1], Leidy Hoyos[2], Sergio Valencia[3], Maurin Salamanca[4], Alba Nelly Ardila Arias[5]

I. Introducción

La subregión del Bajo Cauca antioqueño enfrenta un complejo desafío ambiental: la contaminación de su recurso hídrico, causada por actividades como la agricultura, la minería y la ganadería. Numerosos estudios han comprobado la presencia de metales pesados, especialmente mercurio [1], pero, además, investigaciones recientes han reportado la aparición de contaminantes emergentes (CE), entre los que se incluyen ansiolíticos, hormonas, pesticidas como Lorsban, compuestos perfluorados, detergentes y antibióticos, destacándose la azitromicina (AZY) [2]. Estos compuestos no solo deterioran la calidad del agua, sino que también pueden acumularse en los ecosistemas acuáticos y generar alteraciones en la fauna y la flora locales [3]. Se hace urgente el desarrollo de estrategias de remediación ambiental, pues, pese a su potencial riesgo, hay una falta de monitoreo y regulación de los CE

[1] K. Flórez Osorno, Tecnológico de Antioquia IU, Facultad de Ingeniería, egresada del programa de Ingeniería Ambiental.
[2] L. Hoyos, Tecnológico de Antioquia IU, Departamento de Ciencias Básicas y Áreas Comunes, grupo CBATA. Autor de correspondencia. Correo electrónico: leidy.hoyos@tdea.edu.co
[3] S. Valencia, Tecnológico de Antioquia IU, Facultad de Ingeniería, grupo de investigación Integra.
[4] M. Salamanca, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Facultad de Ciencias, Departamento de Química, grupo de investigación Ciencia de Materiales Avanzados.
[5] N. Ardila Arias, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, Facultad de Ciencias y Educación, grupo de investigación en Catálisis Ambiental y Energías Renovables (CAMER).

en la región; más importante aún, existe una desconexión entre el desarrollo de materiales avanzados a escala de laboratorio y su aplicación conceptual para resolver problemas hídricos específicos de ecosistemas complejos, como el del Bajo Cauca. Este capítulo aborda precisamente ese vacío, evaluando críticamente la viabilidad de los sistemas híbridos adsorbente-fotocatalizador en matrices acuosas relevantes y postulando que la integración de materiales carbonosos derivados de biomasa con dióxido de titanio (TiO_2), como semiconductor, constituye una plataforma tecnológica superior para la degradación de CE. Se argumenta que la sinergia resultante entre la adsorción superficial y la fotocatálisis heterogénea no solo maximiza la eficiencia de remoción, sino que además ofrece una ruta sostenible y económicamente viable para la remediación de aguas contaminadas con fármacos como la AZY.

Se presenta, así, una revisión narrativa con enfoque aplicado, orientada a la evaluación crítica de tecnologías avanzadas para la remoción de CE en sistemas acuáticos, con énfasis en antibióticos como la AZY, presentes en el río Cauca. No se reportan resultados experimentales originales; en su lugar, se realiza una síntesis técnica y comparativa de información publicada en la literatura científica reciente.

La revisión se estructuró a partir de la búsqueda sistemática de artículos científicos indexados en bases de datos reconocidas (Scopus, Web of Science y ScienceDirect), priorizando publicaciones entre 2015 y 2025. Las palabras clave incluyeron *emerging contaminants*, *antibiotics*, *azithromycin*, *biochar*, *photocatalysis*, *TiO_2* y *advanced oxidation processes*.

Los estudios seleccionados fueron analizados observando los siguientes criterios principales: 1) eficiencia de remoción del contaminante; 2) evidencia de mineralización o transformación química; 3) condiciones operativas reportadas (pH, tipo de radiación, dosis de material), y 4) aplicabilidad potencial en matrices acuosas reales. Dada la heterogeneidad metodológica entre los estudios revisados, los valores de eficiencia presentados deben interpretarse como rangos de desempeño reportados más que como resultados directamente comparables bajo condiciones idénticas.

II. Contaminantes emergentes e impactos

Los CE comprenden una amplia variedad de xenobióticos de origen antropogénico que se encuentran regularmente en el agua, pero que solo recientemente han sido identificados como contaminantes hídricos de gran relevancia [4]. Incluyen una gama diversa de compuestos, tales como productos farmacéuticos y de cuidado personal, disruptores endocrinos, microplásticos, nanomateriales, retardantes de llama y pesticidas de nueva generación [5].

Muchos CE se caracterizan por su persistencia ambiental y su capacidad de provocar efectos adversos, incluso en concentraciones mínimas. Este tipo de compuestos resiste los tratamientos convencionales de agua y puede bioacumularse en los organismos acuáticos, generando impactos a largo plazo en los ecosistemas. Además, su liberación continua por actividades antropogénicas intensifica su presencia en el medioambiente, lo que incrementa los riesgos para la salud humana y la biodiversidad [6]. Los CE pueden alterar ciclos biogeoquímicos, afectar organismos acuáticos y terrestres y poner en riesgo la salud de especies clave, comprometiendo así la biodiversidad, la salud pública y la sostenibilidad de los recursos naturales [7]. Adicionalmente, algunos CE pueden transformarse en metabolitos que interfieren con procesos biológicos esenciales, provocan toxicidad en células y tejidos y participan en el desarrollo de enfermedades crónicas [8].

El uso indiscriminado de los antibióticos ha favorecido la aparición de bacterias resistentes y el desequilibrio de ecosistemas, causando alrededor de 700 000 muertes anuales, cifra que podría alcanzar los 10 000 000 para 2050 si no hay intervención global. Las aguas contaminadas con antibióticos y residuos farmacéuticos son reservorios de resistencia que facilitan la transferencia horizontal de genes entre microorganismos. Debido a que la degradación de los antibióticos es ineficiente en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), es necesario diseñar sistemas de tratamiento efectivos y medidas de control adecuadas para contener la propagación de resistencia antibiótica [8].

A. Azitromicina como contaminante emergente

Los antibióticos están entre los CE que se encuentran con mayor frecuencia en aguas [9]. Entre ellos, la AZY ha sido reconocida como una sustancia prioritaria en la lista de vigilancia de la Unión Europea. Se trata de un antibiótico macrólido de amplio espectro, empleado para tratar enfermedades respiratorias [10]. Desde el punto de vista estructural, la AZY presenta un anillo macrocíclico lactónico de 15 miembros, al cual se encuentran unidos un grupo cetona y dos azúcares, entre ellos la desosamina, un desoxiazúcar esencial para su actividad biológica. Esta configuración química le confiere una notable estabilidad frente a la biodegradación, lo que la convierte en una sustancia recalcitrante en sistemas naturales y en PTAR, permaneciendo en el ambiente durante semanas o incluso meses [11].

B. Efectos de la azitromicina en los recursos hídricos

La presencia y acumulación de AZY en cuerpos de agua representa una amenaza significativa para la calidad del recurso hídrico y la estabilidad ecológica de los ecosistemas acuáticos. Su exposición continua, incluso en

bajas concentraciones, altera las comunidades microbianas, al ejercer presión selectiva sobre las bacterias, favoreciendo la proliferación de cepas resistentes. Esto provoca un aumento en la proporción de bacterias resistentes a los antibióticos en el medio, convirtiendo el recurso hídrico en un reservorio potencial de resistencia antimicrobiana [8], [12], [13]. Además, esta situación facilita la transferencia horizontal de genes de resistencia, permitiendo el intercambio de genes entre distintas especies bacterianas patógenas y no patógenas, lo que amplifica el riesgo sanitario y ambiental. Al mismo tiempo, la eliminación de microorganismos benéficos afecta los procesos naturales de autodepuración del agua, la ciclación de nutrientes y otros servicios ecosistémicos clave, desequilibrando el microbioma acuático y afectando la salud del ecosistema [12], [13]. Estas alteraciones comprometen tanto la calidad ambiental como la disponibilidad del agua, por lo que es urgente establecer regulaciones más rigurosas y desarrollar estrategias efectivas para la gestión de este tipo de contaminantes [11]. Algunas de las estrategias empleadas para eliminar antibióticos como la AZY en el agua incluyen ósmosis inversa, adsorción, biodegradación, oxidación química, extracción con solventes y nanoemulsión, entre otras [14], [15]. A continuación, se presentan algunas de las tecnologías empleadas para remediación de aguas contaminadas con CE.

C. Tecnologías de remoción de contaminantes emergentes

Las tecnologías tradicionales incluyen procesos como la sedimentación, la filtración y la digestión anaerobia, lo cuales son eficaces para remover materia orgánica y sólidos suspendidos, pero resultan ineficientes frente a CE, debido a la complejidad estructural y la estabilidad fisicoquímica de muchos de estos compuestos [16]. Esta limitación ha impulsado el desarrollo de estrategias avanzadas, entre las que destacan los procesos de oxidación avanzada (POA), capaces de generar radicales libres altamente reactivos para degradar compuestos orgánicos persistentes, incluyendo antibióticos [15].

La fotocatálisis heterogénea, basada en el uso de catalizadores activados por luz UV o solar, ha demostrado ser eficaz en la degradación de CE, mientras que la adsorción, por medio de materiales como carbón activado o biocarbón, permite la captura del CE mediante interacciones fisicoquímicas, lo que la convierte en una alternativa versátil y complementaria a otros procesos [14].

Los tratamientos biológicos también han sido objeto de optimización para mejorar la remoción de CE. Estos sistemas emplean comunidades microbianas capaces de degradar compuestos orgánicos e incluyen lodos activados, reactor biológico secuencial (SBR) y biorreactor de membrana (MBR) [17].

Tratamiento de lodos activados

Los lodos activados utilizan microorganismos que se desarrollan en un medio acuoso, donde la materia orgánica es convertida en biomasa y subproductos. Este método es eficaz para eliminar materia orgánica biodegradable y puede alcanzar eficiencias de remoción superiores al 95 % [17].

Reactor biológico secuencial

Los SBR son sistemas avanzados que operan mediante fases secuenciales para optimizar la eliminación de contaminantes [18]. Han demostrado ser efectivos en la remoción de antibióticos, alcanzando tasas de eliminación del 90 % en condiciones adecuadas [19].

Biorreactor de membrana

Este sistema combina la biodegradación con la separación por membranas, lo que permite obtener efluentes de alta calidad. Estos tratamientos han mostrado buena eficacia en la eliminación de algunos antibióticos, como tetraciclina y ciprofloxacina [20], pero baja frente a compuestos más recalcitrantes como la AZY [21]. Para mejorar su eficiencia, se ha llevado a cabo la incorporación de carbón activado, con el cual ha alcanzado tasas de eliminación cercanas al 99 % [22].

Por otro lado, los tratamientos fisicoquímicos han demostrado ser alternativas efectivas para la remoción de CE en el agua. Entre estos destacan la electrocoagulación, la ósmosis inversa, la ozonización, la adsorción y los POA, entre otros, cada uno con mecanismos específicos que permiten degradar o eliminar estos compuestos de manera eficiente.

Coagulación y electrocoagulación

En la coagulación se adicionan coagulantes como sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$) y cloruro férrico ($FeCl_3$) para provocar la aglomeración de partículas coloidales y otras impurezas en suspensión. Sin embargo, muchos de estos coagulantes pueden representar riesgos para la salud y han sido asociados a enfermedades del sistema nervioso como el Alzheimer [23]. Así surgió la electrocoagulación como alternativa, ya que emplea una corriente eléctrica para inducir la coagulación de contaminantes, facilitando su separación del agua [24].

En el contexto de la eliminación de antibióticos, se ha reportado que, con esta técnica, se ha logrado la remoción de alrededor del 99 % de compuestos como ciprofloxacino [25] y, combinada con nanofiltración, hasta el 100 % de la AZY [26], [27].

Ósmosis inversa

La ósmosis inversa utiliza una membrana semipermeable para separar el agua de impurezas y contaminantes. El uso de esta técnica ha permitido la remoción de contaminantes como ofloxacina, sulfametoxazol y diclofenaco, con eficiencias de entre el 96 % y el 99.9 % en aguas residuales municipales [28].

Adsorción

La adsorción es un fenómeno fisicoquímico mediante el cual las moléculas de un contaminante, como la AZY, se adhieren a la superficie de un material sólido (adsorbente) mediante interacciones físicas (fuerzas de Van der Waals) o químicas (enlaces iónicos o covalentes) [10]. Esta técnica es ampliamente utilizada para la eliminación de CE debido a su alta eficiencia, bajo costo y facilidad de operación [29]. La eficacia de la remoción depende de factores como el pH del medio y la naturaleza química del adsorbente y del contaminante [10].

Diversos materiales han sido empleados como adsorbentes para la remoción de AZY en agua, incluyendo biocarbón, nanofibras de poliamida, carbón activado combinado con nanocompuestos metálicos, materiales carbonosos porosos, sílice mesoporosa y organoarcillas, entre otros [10]. Los materiales carbonosos destacan por su bajo costo de producción, especialmente cuando se sintetizan a partir de residuos, lo que los convierte en una opción sostenible [30].

Procesos de oxidación avanzada

En los POA se generan especies reactivas de oxígeno (ROS), como el radical hidroxilo ($^{\bullet}OH$), que posee un alto poder oxidante, a partir de diferentes precursores químicos (como H_2O_2, O_3, etc.), mediante el uso de diferentes fuentes de energía externa (radiación UV, energía eléctrica, etc.) o mediante el empleo de diversos catalizadores (pares redox Fe^{2+}/Fe^{3+}, metales de transición, entre otros) [31]. El radical $^{\bullet}OH$ reacciona con el contaminante, fragmentándolo y favoreciendo su transformación rápida y eficiente en moléculas más pequeñas. Se desea la mineralización completa generando agua y dióxido de carbono. Los POA incluyen los procesos Fenton y foto-Fenton, la fotocatálisis y la carbocatálisis, entre otros [32].

Procesos Fenton y foto-Fenton

El proceso Fenton es una técnica de oxidación avanzada que utiliza la combinación de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y sales de hierro (Fe^{2+}) en un medio ácido para generar radicales hidroxilos ($^{\bullet}OH$), los cuales son agentes oxidantes altamente reactivos. Este proceso permite la degradación

de contaminantes orgánicos presentes en aguas residuales, facilitando su transformación en compuestos menos tóxicos o incluso en productos inorgánicos, como dióxido de carbono y agua [33]. La reacción básica del proceso Fenton se representa a continuación:

$$Fe^{2+}_{aq} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+}_{aq} + OH^- + OH^{\bullet} \quad [34] \quad (1)$$

Este proceso ha demostrado ser efectivo en la eliminación de diversos contaminantes, incluidos compuestos orgánicos persistentes y fármacos, logrando tasas de remoción significativas [35].

Por otra parte, el proceso foto-Fenton es una evolución del método Fenton convencional que incorpora radiación (UV o luz solar) para favorecer la regeneración del Fe^{2+} a partir del Fe^{3+} y mantener una producción continua de radicales $^{\bullet}OH$. Esto permite superar las limitaciones del método Fenton tradicional (pH muy ácido y acumulación de Fe^{3+}), aumentando significativamente la eficiencia en la degradación de antibióticos como la AZY, incluso en aguas residuales con matrices complejas [36].

La degradación por foto-Fenton ha mostrado ser eficaz en la degradación de distintos contaminantes, entre ellos macrólidos como la AZY, en aguas residuales, logrando una mineralización superior al 60 % [33], [37].

Ozonización

La ozonización aprovecha el ozono (O_3) como agente oxidante por medio de múltiples catalizadores para degradar y eliminar distintos tipos de contaminantes. Este método se basa en la capacidad del ozono para reaccionar rápidamente con diversas sustancias orgánicas e inorgánicas, lo que permite la eliminación efectiva de microorganismos patógenos y compuestos químicos nocivos. A diferencia de otros desinfectantes, el ozono se descompone en oxígeno, lo que significa que no deja residuos tóxicos en el agua tratada. La ozonización es particularmente valorada en aplicaciones de potabilización y tratamiento de aguas residuales debido a su alta eficiencia y su impacto ambiental mínimo [38]. A través de la ozonización es posible degradar una mezcla de macrólidos, entre los que se encuentra la AZY, alcanzando tasas de eliminación superiores al 90 % en condiciones optimizadas [38].

Fotocatálisis

Los procesos fotocatalíticos heterogéneos utilizan un óxido metálico semiconductor como catalizador y oxígeno como agente oxidante [39]. Esta reacción se logra mediante la absorción directa o indirecta de rayos de luz ultravioleta (UV), que puede ser natural (proveniente del sol) o artificial (uso de lámparas), por un fotocatalizador. Algunos materiales, como ZnS, WO_3,

SnO_2 y TiO_2, son empleados como fotocalizadores, siendo este último el que más ha llamado la atención por su alta eficiencia en la degradación [40]. El TiO_2 es un semiconductor de banda ancha que, al absorber un fotón UV, origina pares de «hueco-electrón» con un extraordinario potencial en reacciones de oxidación-reducción, capaces de producir cambios en la estructura química de moléculas contaminantes, e incluso pueden lograr una mineralización completa de los contaminantes hasta formar CO_2 y H_2O [41]. El mecanismo de fotocatálisis con TiO_2 se muestra en la Tabla 1.

Tabla I
Reacciones en fotocatálisis mediada por TiO_2 [42]

Reacción	Etapa
$TiO_2 + h\nu \rightarrow e^- + h^+$	Fotoexcitación
e^- (banda de conducción) + h^+ (banda de valencia) → recombinación + calor	Recombinación electrón-hueco
OH^- (superficie) + $h^+ \rightarrow {}^{\bullet}OH$	Oxidación de OH^-
$O_2 + e^- \rightarrow O_2^{\bullet -}$	Reducción de O_2
$O_2 + 2e^- + 2H^+ \rightarrow H_2O_2$	Formación de H_2O_2
$O_2^{\bullet -} + O_2^{\bullet -} + 2H^+ \rightarrow H_2O_2 + O_2$	Formación de H_2O_2
$H_2O_2 + e^- \rightarrow {}^{\bullet}OH + OH^-$	Formación de ${}^{\bullet}OH$
$H_2O_2 + O_2^{\bullet -} \rightarrow {}^{\bullet}OH + OH^- + O_2$	Formación de ${}^{\bullet}OH$
$H_2O_2 + H_2O_2 \rightarrow {}^{\bullet}OH + {}^{\bullet}OH$	Formación de ${}^{\bullet}OH$
${}^{\bullet}OH + RH \rightarrow {}^{\bullet}R + H_2O$	Degradación del contaminante orgánico

Debido a que muchos óxidos metálicos tienen una absorción limitada en el espectro visible, algunos estudios, como los de Chen *et al.* [43], Zhang *et al.* [44] y Wang *et al.* [45], han planteado la obtención de fotocatalizadores híbridos empleando materiales carbonosos, los cuales pueden extender la absorción de la luz hacia el visible, aumentando la eficiencia y la estabilidad de los óxidos metálicos y logrando una mayor durabilidad y reducción de costos.

Diversos tipos de materiales adsorbentes han sido empleados como soportes para el fotocatalizador, entre los que se cuentan los materiales carbonosos, alúmina, zeolitas y sílica, entre otros. Estos materiales deben permitir el paso parcial de la radiación UV, ser químicamente inertes frente a los contaminantes, productos e intermediarios de la reacción, permitir la unión del fotocatalizador y poseer una elevada área superficial y capacidad de adsorción [16].

Se han realizado varios estudios sobre la modificación de TiO_2 con carbono mediante diferentes métodos, como TiO_2 dopado con carbono [46] e impregnado o inmovilizado sobre materiales carbonosos como carbón activado, grafeno, fibras y nanopartículas de carbón [47]-[49]. La combinación de estos dos métodos para formar un fotocalizador heterogéneo permite la aceptación de electrones fotoemitidos en la banda de conducción (e^- BC) y su separación, lo que aumenta la vida útil del «electrón fotoexcitado» y el «hueco de electrones» en la valencia banda (h^+ BV). Además, la presencia del material carbonoso como soporte puede reducir la energía de banda prohibida del semiconductor, lo que provoca una mayor absorción de luz que influye en su actividad fotocatalítica [46]. Como se estableció en [50], el TiO_2 acoplado con materiales a base de carbono es una nueva vía para la fabricación de fotocatalizadores eficientes en la degradación de contaminantes en aguas residuales.

El acoplamiento de TiO_2 con carbón activado, nanotubos de carbono y derivados del grafeno, como el óxido de grafeno, mejora la actividad fotocatalítica, lo que proporciona sitios de adsorción a los contaminantes y facilita la separación de los portadores de carga al minimizar la recombinación del par de huecos de electrones. Adicionalmente, la absorción de luz visible aumenta en el TiO_2 acoplado a materiales a base de carbono, lo que incrementa la fotodegradación de los contaminantes en la luz visible. Sin embargo, en concentraciones altas de material carbonoso se genera un enmascaramiento del fotocatalizador de TiO_2 y se produce una cantidad menor de electrones y huecos fotogenerados, efectos que conducen a una actividad fotocatalítica más baja, ya que se reduce la concentración de los radicales formados que son responsables de la degradación de los contaminantes. Además, el TiO_2 puede cubrir la superficie del material carbonoso, bloqueando los mesoporos y microporos y reduciendo así el área superficial, con la consecuente disminución de la capacidad de adsorción. Por lo tanto, es necesario, para el diseño de fotocalizadores híbridos, usar proporciones adecuadas de TiO_2 y material carbonoso, lo cual permite una mejor actividad fotocatalítica para degradar los contaminantes en las aguas residuales, al posibilitar un efecto sinérgico entre ambos materiales (adsorción y fotodegradación). Así, en conjunto, la integración de materiales carbonosos con óxidos semiconductores proporciona una plataforma efectiva para la descontaminación de aguas, dado

que mejora la actividad fotocatalítica debido a la fuerte conexión interfacial y la eficiente transferencia de electrones, junto con la estabilidad y la relación costo/efectividad de estos materiales, lo que los convierte en una opción prometedora para abordar la problemática de los CE en el agua.

III. Materiales carbonosos

Los materiales carbonosos destacan por su elevada área superficial, su estructura porosa y su superficie química versátil, lo que los consolida como excelentes adsorbentes para la remoción de CE, gracias a mecanismos como las fuerzas de Van der Waals y las interacciones hidrofóbicas. Su eficiencia depende de las estrategias de síntesis y propiedades fisicoquímicas, mientras que su versatilidad permite adaptar la superficie para mejorar su desempeño. Así, los materiales de carbono constituyen adsorbentes altamente prometedores en los procesos de remediación de aguas contaminadas con CE. Este tipo de materiales abarca desde carbones activados y biocarbones hasta materiales nanoestructurados, como nanotubos de carbono, carbones mesoporosos y materiales a base de grafeno, siendo el carbón activado uno de los más estudiados y aplicados debido a su alta capacidad de adsorción [51].

El carbón activado puede ser obtenido de residuos agroindustriales o lodos, mediante activación física o química, lo que le permite desarrollar una estructura porosa y grupos funcionales como carboxilos, fenoles o lactonas, que favorecen la adsorción de contaminantes [52].

En los últimos años, el biocarbón ha captado interés por su alta eficacia, bajo costo de producción y sostenibilidad, al poder obtenerse a partir de residuos lignocelulósicos, representando así una alternativa prometedora en el tratamiento de aguas contaminadas. La composición química y las propiedades texturales dependen de la biomasa empleada y de las condiciones del proceso de carbonización, las cuales, además, influyen en su capacidad de remoción de contaminantes [52].

En general, el biocarbón presenta especies oxigenadas que dan lugar a grupos funcionales, como ácidos carboxílicos, fenoles, cetonas y aldehídos, cuyo tipo y cantidad pueden modificarse mediante tratamientos térmicos o químicos, lo que influye en su capacidad de interacción con los contaminantes [53].

El biocarbón puede adsorber la AZY en su forma no ionizada a través de fuerzas de Van der Waals, mientras que, a un pH inferior a 8.1, cuando la molécula está protonada y el biocarbón presenta carga negativa (si su punto de carga cero es inferior), se favorece además la atracción electrostática, debido a la desprotonación de grupos funcionales como carboxilos y fenoles [54].

Las propiedades texturales y la superficie química del material carbonoso son factores determinantes para una eficiente adsorción de contaminantes orgánicos. El mecanismo de adsorción involucra atracciones entre el carbón y el contaminante del tipo puentes de hidrógeno, interacciones π-π y electrostáticas. Por ejemplo, se ha propuesto que la adsorción rápida de AZY por óxido de grafeno obtenido a partir de baterías usadas de carbono se produce por la formación de interacciones electrostáticas catiónicas y aniónicas y por la formación de enlaces de hidrógeno. Estas interacciones son favorecidas por los grupos funcionales que contienen oxígeno y nitrógeno en la superficie del óxido de grafeno. Se espera que las interacciones π-π sean bajas, dado que no hay un número significativo de electrones π en la estructura de la AZY [55].

IV. Combinación de procesos de oxidación avanzada con biocarbones

A pesar del uso extendido del TiO_2 en procesos de fotocatálisis heterogénea, este material presenta desventajas importantes, tales como su baja capacidad de adsorción, su limitada actividad fotocatalítica bajo luz visible y la dificultad que presenta su recuperación del medio acuoso, especialmente en el caso del TiO_2 comercial [54]. En este contexto, la combinación de materiales carbonosos con TiO_2 ha probado ser una estrategia altamente efectiva para la remoción de CE en sistemas acuosos [57].

La sinergia material carbonoso - TiO_2 no se limita a su papel como soporte, sino que implica una cooperación interfacial que combina captura del contaminante y transformación fotoquímica. La baja capacidad de adsorción del TiO_2 puede compensarse en la fase carbonosa, ya que propiedades como su elevada área superficial, porosidad y superficie química (grupos oxigenados y dominios aromáticos tipo grafeno) favorecen la retención del contaminante y su permanencia en las proximidades de los sitios fotoactivos, actuando como un preconcentrador que mejora la transferencia de masa hacia el lugar de la catálisis [57]. Además, la hibridación sp^2 de los átomos de carbono aporta una nube electrónica de electrones π deslocalizados, lo cual favorece la conductividad eléctrica en el material carbonoso [58]. Esta naturaleza aromática facilita las interacciones π-π con contaminantes orgánicos aromáticos, reforzando la adsorción y disponibilidad del sustrato durante la etapa de irradiación UV. En particular, las interacciones π-π tipo donador-aceptor de electrones pueden estabilizar el complejo de adsorción, pues implican la interacción de centros ricos o deficientes en electrones en el biocarbón con centros complementarios del contaminante. Adicionalmente, la adsorción de compuestos orgánicos sobre el biocarbón

puede involucrar mecanismos adicionales, como el llenado de los poros e interacciones electrostáticas, cuya contribución depende del pH del medio, la fuerza iónica y la composición superficial del material [59].

Finalmente, bajo irradiación, el TiO_2 genera pares electrón-hueco (e^-/h^+). En el material compuesto con biocarbón, la fase carbonosa puede actuar como aceptor de electrones y vía de transporte debido a su alta conductividad, favoreciendo la migración de los electrones fotogenerados desde el catalizador hacia el biocarbón, mientras los huecos permanecen principalmente en el TiO_2. Esta separación espacial disminuye la recombinación e^-/h^+ y aumenta la disponibilidad de especies redox responsables de la oxidación del contaminante. En consecuencia, los electrones pueden reaccionar con moléculas de O_2 para producir $O_2^{\bullet-}$ y reaccionar posteriormente con moléculas de agua para generar especies $^{\bullet}OH$; de forma paralela, los huecos pueden participar en la formación de especies oxidantes, acelerando la degradación y mineralización [60].

Se resalta que la interacción biocarbón-TiO_2 puede describirse como una heterounión interfacial (*heterojunction*) en la cual el contacto íntimo entre ambas fases induce la redistribución de carga hasta el equilibrio de niveles de Fermi, generando curvatura de bandas y un campo eléctrico interno en la región interfacial. Este campo actúa como fuerza motriz para la separación espacial de los portadores fotogenerados, favoreciendo una migración direccional de electrones hacia la fase carbonosa (que funciona como sumidero/transportador electrónico) y dejando los huecos predominantemente en el TiO_2, lo que reduce la recombinación e^-/h^+ y aumenta la disponibilidad de especies redox superficiales. Esta lógica es consistente con reportes en los cuales el campo eléctrico interno asociado a heterouniones facilita la separación de cargas fotogeneradas [55] y con sistemas TiO_2/biochar en los que se atribuye el desempeño a rutas interfaciales direccionales y a la optimización de la separación de portadores por efectos de interfaz [61].

En otras palabras, en los procesos de fotocatálisis heterogénea con TiO_2, la absorción de radiación con energía igual o superior a su banda prohibida impulsa la excitación de electrones desde la banda de valencia hacia la banda de conducción, generando pares electrón-hueco (e^-/h^+). Estos portadores de carga pueden seguir rutas competitivas de recombinación o participar en reacciones de oxidación-reducción en la superficie del catalizador.

Los huecos fotogenerados (h^+) poseen un elevado potencial oxidante y pueden reaccionar directamente con moléculas de agua o grupos hidroxilo adsorbidos para formar radicales hidroxilos ($^{\bullet}OH$), considerados una de las especies reactivas más efectivas para la degradación de contaminantes orgánicos. Paralelamente, los electrones en la banda de conducción tienen el potencial de reducir el oxígeno disuelto para formar radicales superóxidos

($O_2^{\bullet-}$), los cuales pueden evolucionar en especies secundarias como $HO_2^{\bullet}$ y peróxido de hidrógeno (H_2O_2), como se observa en la Tabla 1, que a su vez contribuyen a la generación adicional de $^{\bullet}OH$.

La eficiencia global del proceso depende del balance entre la generación de especies reactivas y la recombinación de los pares electrón-hueco, la cual puede ser mitigada mediante la presencia de materiales carbonosos como el biocarbón. En sistemas híbridos, el biocarbón actúa como adsorbente del contaminante y facilitador de la transferencia electrónica, favoreciendo la separación de cargas y prolongando la vida media de las especies reactivas, lo que explica la sinergia observada entre adsorción y fotocatálisis.

En conjunto, los materiales carbonosos derivados de residuos orgánicos ofrecen una estructura porosa y una elevada área superficial que favorecen la adsorción del contaminante. Al incorporar TiO_2, se potencia la capacidad fotocatalítica del sistema, permitiendo la generación de especies reactivas capaces de degradar contaminantes como los antibióticos de manera eficiente bajo irradiación UV o solar. Esta sinergia entre adsorción y fotocatálisis convierte a los materiales carbonosos dopados con TiO_2 en plataformas sostenibles y versátiles para el tratamiento avanzado de aguas contaminadas [62].

Dentro de los materiales compuestos con TiO_2, el carbón activado sobresale como uno de los más utilizados para la eliminación de contaminantes orgánicos, no solo por su alta capacidad de adsorción, sino también porque se ha reportado que puede incrementar la concentración de especies orgánicas cercanas a los sitios activos, lo que, a su vez, mejora el rendimiento fotocatalítico [63]. Xue *et al.* [64] estudiaron la remoción de ácido húmico empleando un compuesto fotocatalítico TiO_2/CA, la cual alcanzó eficiencias de hasta 99.5 %. De manera similar, Yap *et al.* [65] estudiaron la eliminación de bisfenol A mediante material carbonoso modificado con TiO_2, observando el rendimiento en los sistemas compuestos, donde lograron una remoción del contaminante superior en comparación con el uso de los materiales por separado.

Materiales carbonosos mesoporosos ordenados, como los CMK-3, también resultan ser soportes atractivos para la obtención de catalizadores heterogéneos. Park *et al.* [66] emplearon este material para la degradación de rodamina 6G y obtuvieron una actividad fotocatalítica mayor que para el P25, debido a la sinergia entre el material carbonoso y el catalizador TiO_2.

Los materiales carbonosos activados, ya sea de forma química o física, pueden alcanzar elevadas áreas superficiales, lo que los hace aptos para la adsorción de contaminantes orgánicos [67]. Un estudio reciente reportó la obtención de carbón activado a partir de biochar, el cual fue empleado en la adsorción de AZY. Los resultados mostraron un área superficial de 484.1 m^2/g y una remoción de AZY que podría alcanzar valores entre el 87 y el 98 % bajo

condiciones óptimas [54]. Por otra parte, en un estudio reciente se evaluó la capacidad de adsorción de AZY empleando biocarbones derivados de frutos de *Terminalia chebula* y bagazo de caña de azúcar, logrando ambos materiales eliminar aproximadamente el 60 % del antibiótico bajo condiciones optimizadas de pH, temperatura y dosis de adsorbente [68].

No obstante, con el fin de mejorar la remoción de contaminantes orgánicos, se ha propuesto la combinación de materiales carbonosos con los fotocatalizadores, lo cual complementa la capacidad de adsorción del carbón y, al mismo tiempo, facilita la degradación de contaminantes mediante la irradiación UV o luz visible. La eficacia de este sistema híbrido depende, en gran medida, de las propiedades texturales del material carbonoso empleado como soporte, ya que un mayor tamaño de poro puede favorecer la difusión de moléculas de gran tamaño y, por consiguiente, potenciar su interacción con los sitios catalíticos. Este efecto ha sido demostrado por Yuan *et al.* [69], quienes evidenciaron que un aumento en el diámetro de poro favorece la degradación de compuestos como la β-ciclodextrina.

El uso de materiales compuestos ha arrojado resultados prometedores en la eliminación de CE, siendo particularmente efectivo en la degradación de compuestos orgánicos emergentes, incluyendo antibióticos. La sinergia entre el carbón activado y el TiO_2 crea un sistema de doble acción: el carbón actúa como concentrador, adsorbiendo contaminantes como la AZY, mientras que el TiO_2 los degrada *in situ* mediante reacciones fotocatalíticas, como es el caso de los radicales hidroxilos ($^{\bullet}OH$), que atacan y descomponen las moléculas de antibióticos. Por ejemplo, se han reportado niveles de degradación de hasta un 92 % de ibuprofeno en soluciones acuosas bajo condiciones adecuadas de luz UV y pH ácido (alrededor de 4.3) utilizando carbón activado impregnado con TiO_2 [70].

En la Tabla 2 se presentan las eficiencias de remoción de AZY obtenidas mediante diferentes sistemas de tratamiento, incluyendo biocarbón, TiO_2 y sistemas compuestos biocarbón-TiO_2. Los resultados evidencian que el uso de biocarbón como único material adsorbente alcanza una eficiencia de remoción del 60 % a pH neutro y temperatura ambiente, lo cual se atribuye principalmente a mecanismos de adsorción física y a interacciones superficiales entre el contaminante y los grupos funcionales del biocarbón. Por su parte, el TiO_2 bajo irradiación UV muestra una mayor eficiencia de remoción (78.3 %), asociada a procesos de fotodegradación inducidos por la generación de ROS. No obstante, la mayor eficiencia se obtiene al emplear el sistema compuesto biocarbón-TiO_2, el cual alcanza una remoción completa del contaminante (100 %) bajo irradiación UV y pH 7. Este comportamiento sugiere un efecto sinérgico entre los procesos de adsorción y fotocatálisis, donde el biocarbón favorece la concentración del contaminante en la superficie del

fotocatalizador, optimizando la disponibilidad del mismo para su degradación fotoquímica y, en consecuencia, incrementando la eficiencia global del sistema de tratamiento.

Tabla II
Comparación de eficiencias de remoción de azitromicina con diferentes sistemas de tratamiento

Sistema de tratamiento	Condiciones	Eficiencia de remoción	Referencia
Biocarbón Adsorción	Concentración AZY 200 mg/L, pH 10.2, dosis biocarbón 0.47 g / 50 mL Temperatura 39 °C	60.0 %	[68]
TiO_2 Fotodegradación	Concentración AZY 10 mg/L, pH 10.2, dosis TiO_2 1 g/L Temperatura ambiente UV, pH 7	78.3 %	[71]
Biocarbón + TiO_2	UV, pH 7	100 %	[72]

Aunque la remoción de CE con materiales carbonosos y TiO_2 ha mostrado una alta eficiencia, aún existen retos asociados con su implementación a escala real, el mejoramiento de la eficiencia de la irradiación y un diseño del sistema que permita el desarrollo de materiales híbridos más robustos, sostenibles y adaptables a condiciones reales.

V. Conclusiones

Los CE, particularmente antibióticos como la AZY, representan un reto ambiental relevante para el río Cauca y otros cuerpos de agua de la región. La evidencia recopilada en este capítulo confirma que los métodos convencionales de tratamiento resultan insuficientes para su remoción efectiva, lo que justifica la exploración de tecnologías avanzadas.

A partir del análisis crítico de la literatura científica, se identifica que los sistemas basados en biocarbón y fotocatálisis con TiO_2 ofrecen una alternativa tecnológica prometedora, al combinar mecanismos de adsorción superficial con POA. No obstante, los rangos de eficiencia reportados en la literatura dependen considerablemente de las condiciones operativas y del diseño

experimental de cada estudio, por lo que su extrapolación a escenarios reales debe realizarse con cautela.

En este contexto, el principal aporte del capítulo consiste en integrar y analizar la evidencia disponible para proponer una ruta tecnológica viable, orientada al diseño de ensayos piloto que consideren matrices reales, evaluación de subproductos y criterios energéticos y económicos básicos. De esta manera, se contribuye a cerrar la brecha entre el desarrollo de materiales avanzados a escala de laboratorio y su aplicación potencial en la gestión sostenible del recurso hídrico.

Los estudios efectuados en la zona han detectado concentraciones preocupantes de diversos fármacos, incluyendo la AZY, con niveles que oscilan entre 5.84 µg/L y 27.9 µg/L en diferentes puntos de muestreo a lo largo del río Cauca. Aunque estas concentraciones pueden parecer bajas, son suficientes para provocar efectos adversos en la biota acuática y, potencialmente, contribuir al desarrollo de resistencia bacteriana.

La ineficacia de los métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales para eliminar estos CE ha puesto de manifiesto la urgente necesidad de desarrollar y aplicar tecnologías avanzadas de remediación. En este contexto, el biocarbón emerge como una alternativa prometedora y sostenible para la remoción de CE como la AZY. Las características distintivas del biocarbón, tales como su elevada capacidad de adsorción, el bajo costo de producción y la posibilidad de obtenerlo a partir de residuos biomásicos, lo posicionan como un material de gran interés en el campo de la remediación ambiental. La estructura porosa y la química superficial del biocarbón, que pueden ser moduladas mediante el control de las condiciones de pirólisis y la selección apropiada de la biomasa precursora, permiten una interacción eficaz con moléculas complejas como los antibióticos.

La optimización de las propiedades del biocarbón, incluyendo su área superficial específica, que puede alcanzar valores de hasta 1500 m^2/g, su distribución de tamaño de poro y la presencia de grupos funcionales específicos, juega un papel crucial en su eficacia como adsorbente. Los estudios han demostrado que factores como la temperatura de pirólisis, el tiempo de residencia y la naturaleza de la biomasa precursora influyen significativamente en estas propiedades. Por ejemplo, temperaturas de pirólisis de entre 400 °C y 700 °C tienden a favorecer la formación de estructuras microporosas y aumentar el área superficial, optimizando así la capacidad de adsorción del biocarbón.

La sinergia documentada entre el biocarbón y el dióxido de titanio (TiO_2) en procesos fotocatalíticos representa un avance significativo en la tecnología para tratar aguas contaminadas con CE. Esta combinación no solo aprovecha la alta capacidad de adsorción del biocarbón, sino que además utiliza las

propiedades fotocatalíticas del TiO_2 para degradar los contaminantes adsorbidos. Los estudios consultados han reportado eficiencias de remoción superiores al 90 % para varios antibióticos, incluyendo la AZY, bajo condiciones optimizadas. La fotocatálisis con TiO_2 genera ROS que pueden descomponer eficazmente las moléculas de antibióticos, reduciendo así su toxicidad y persistencia en el medioambiente.

La eficacia de este proceso combinado depende de factores operacionales clave. Se ha observado que el pH óptimo para la remoción de AZY (6 a 7) y las temperaturas moderadas (25 °C - 30 °C), a las cuales se consigue un sistema más eficaz, son consistentes con las condiciones típicas de aguas naturales y residuales, lo que refuerza su aplicabilidad práctica. El tiempo necesario para alcanzar el equilibrio varía según las condiciones específicas; sin embargo, generalmente se observa una rápida adsorción inicial seguida por una fase más lenta.

En definitiva, esta tecnología no solo representa una solución al problema inmediato de la contaminación por CE, sino que también se alinea con los principios de la economía circular y ofrece beneficios colaterales en la mitigación del cambio climático, consolidándose como una estrategia integral y prometedora para la gestión sostenible del agua.

VI. Agradecimientos

Los autores agradecen al Comité para el Desarrollo de la Investigación (CODEI) del Tecnológico de Antioquia por la financiación del proyecto «Descontaminación de aguas a través de procesos de carbocatálisis y fotocatálisis heterogénea: caso de estudio azitromicina», en el marco de la VIII Convocatoria Interna de Proyectos de Investigación 2025 del TdeA.

VII. Referencias

[1] G. Enamorado-Montes, J. Tirado-Montoya y J. Marrugo-Negrete, «Metales pesados (Hg, As, Cd, Zn, Pb, Cu, Mn) en un trayecto del río Cauca impactado por la minería de oro», *Revista EIA*, vol. 19, no. 37, art. 37005. 2022. [En línea]. Disponible en: http://doi.org/10.24050/reia.v19i37.1481

[2] M. E. Buitrago-González, J. D. Sánchez-Pinto, M. Martínez-Martina, A. M. Rodríguez-Correa, M. J. Virviescas-Ospina y S. Santacoloma-Londoño, «Emerging Pharmaceutical Pollutants in Colombian Watersheds and Environmental Management Measures», *Journal of Hunan University (Natural Sciences)*, vol. 51, no. 10, pp. 122-147. Oct. 2024. [En línea]. Disponible en: http://doi.org/10.55463/issn.1674-2974.51.10.12

[3] S. M. Cacua-Ortiz, N. J. Aguirre y G. A. Peñuela, «Methyl Paraben and Carbamazepine in Water and Striped Catfish (*Pseudoplatystoma magdaleniatum*) in the Cauca and Magdalena Rivers», *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 105, no. 6, pp. 819-826. Dic. 2020. [En línea]. Disponible en: http://doi.org/10.1007/s00128-020-03028-z

[4] S. Khan, M. Naushad, M. Govarthanan, J. Iqbal y S. M. Alfadul, «Emerging contaminants of high concern for the environment: Current trends and future research», *Environmental Research*, vol. 207, art. 112609. My. 2022. [En línea] Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112609

[5] A. C. Landázuri *et al.*, «Environmental remediation of novel Entities: Deep eutectic solvents as advanced water treatment technologies», *Separation and Purification Technology*, vol. 376, pt. 3, art. 134117. Dic. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.seppur.2025.134117

[6] N. McLellan, H. C. Croll, M. J. Adelman, D. Pernitsky y J. G. Jacangelo, «Applying a novel mechanistic framework for drinking water management to mitigate emerging contaminants», *Science of the Total Environment*, vol. 954, art. 176593. Dic. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176593

[7] F. Wang *et al.*, «Emerging contaminants: A One Health perspective», *The Innovation*, vol. 5, no. 4, art. 100612. Jul. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.xinn.2024.100612

[8] J. S. Cedeño-Muñoz *et al.*, «Antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes as contaminants of emerging concern: Occurrences, impacts, mitigations and future guidelines», *Science of the Total Environment*, vol. 952, art. 175906. Nov. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175906

[9] M. P. Martínez-Polanco *et al.*, «Degradation of high concentrations of azithromycin when present in a high organic content wastewater by using a continuously fed laboratory-scale UASB bioreactor», *Chemosphere*, vol. 287, pt. 2, art. 132191. En 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132191

[10] C. C. Castro-Jiménez, J. C. Saldarriaga-Molina, E. F. García, R. A. Torres-Palma y N. Acelas, «Azithromycin removal from water via adsorption on drinking water sludge-derived materials: Kinetics and isotherms studies», *PLoS One*, vol. 20, no. 1, art. e0316487. En. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0316487

[11] M. L. Vermillion Maier y R. S. Tjeerdema, «Azithromycin sorption and biodegradation in a simulated California river system», *Chemosphere*, vol. 190, pp. 471-480. En. 2018. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.008

[12] Y. Li *et al.*, «Effect of antibiotics on diverse aquatic plants in aquatic ecosystems», *Aquatic Toxicology*, vol. 281, art. 107289. Abr. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2025.107289
[13] B. Bodus, K. O'Malley, G. Dieter, C. Gunawardana y W. McDonald, «Review of emerging contaminants in green stormwater infrastructure: Antibiotic resistance genes, microplastics, tire wear particles, PFAS, and temperature», *Science of the Total Environment*, vol. 906, art. 167195. En. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167195
[14] D. M. Juela, «Promising adsorptive materials derived from agricultural and industrial wastes for antibiotic removal: A comprehensive review», *Separation and Purification. Technology*, vol. 284, art. 120286. Febr. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.120286
[15] M. L. Firmansyah, Y. Alwan y N. Ullah, «A comprehensive review on the adsorptive removal of pharmaceutical pollutants: Occurrence, toxicology, molecular simulation and mechanistic insights», *Talanta Open*, vol. 12, art. 100491. Dic. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.talo.2025.100491
[16] S. MiarAlipour, D. Friedmann, J. Scott y R. Amal, «TiO_2/porous adsorbents: Recent advances and novel applications», *Journal of Hazardous Materials*, vol. 341, pp. 404-423. En. 2018. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.07.070
[17] Z. Lu, G. Liu, H. Xie, Y. Zhai y X. Li, «Advances and solutions in biological treatment for antibiotic wastewater with resistance genes: A review», *Journal of Environmental Management*, vol. 368, art. 122115. Sept. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122115
[18] S. S. Askari, B. S. Giri, F. Basheer, T. Izhar, S. A. Ahmad y N. Mumtaz, «Enhancing sequencing batch reactors for efficient wastewater treatment across diverse applications: A comprehensive review», *Environmental Research*, vol. 260, art. 119656. Nov. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119656
[19] R. Kumar *et al.*, «A review on emerging water contaminants and the application of sustainable removal technologies», *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, vol. 6, art. 100219. Dic. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100219
[20] M. Kim, P. Guerra, A. Shah, M. Parsa, M. Alaee y S. A. Smyth, «Removal of pharmaceuticals and personal care products in a membrane bioreactor wastewater treatment plant», *Water Science & Technology*, vol. 69, no. 11, pp. 2221-2229. Jun. 2014. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.2166/wst.2014.145

[21] J. Park, N. Yamashita, C. Park, T. Shimono, D. M. Takeuchi y H. Tanaka, «Removal characteristics of pharmaceuticals and personal care products: Comparison between membrane bioreactor and various biological treatment processes», *Chemosphere*, vol. 179, pp. 347-358. Jul. 2017. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.135

[22] Y. Xiao, H. Yaohari, C. de Araujo, C. C. Sze y D. C. Stuckey, «Removal of selected pharmaceuticals in an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) with/without powdered activated carbon (PAC)», *Chemical Engineering Journal*, vol. 321, pp. 335-345. Ag. 2017. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.118

[23] M. F. Abou Taleb, M. A. Aljowni, H. Parveen y S. Mukhtar, «Green coagulation and flocculation: *Scenedesmus* algal extract-loaded chitosan/poly(vinyl alcohol) cryogel for effective water treatment», *International Journal of Biological Macromolecules*, vol. 290, art. 138739. Febr. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2024.138739

[24] Y. Jia *et al.*, «Electrocoagulation or it coupling with ozonation for sustainable wastewater treatment: A comprehensive review of mechanisms, performance, and emerging applications», *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 13, no. 5, art. 117685. Oct. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.117685

[25] R. Majid e I. S. Samaka, «Ciprofloxacin Removing from Aqueous Solutions Using Batch Reactor Electrocoagulation Process with Aluminum Electrodes», *Journal of Ecological Engineering*, vol. 24, no. 9, pp. 364-372. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.12911/22998993/168619

[26] A. R. Yazdanbakhsh, M. R. Massoudinegad, S. Eliasi y A. Sheikh Mohammadi, «The influence of operational parameters on reduce of azithromyin COD from wastewater using the peroxi -electrocoagulation process», *Journal of Water Process Engineering*, vol. 6, pp. 51-57. Jun. 2015. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.03.005

[27] A. Muñoz Espinosa, «Presencia en aguas, efectos y posibles tratamientos de fármacos con baja biodegradabilidad», Escuela Politécnica Superior, Universidad de Alicante, San Vicente del Raspeig, Alicante, España, 2023. [En línea]. Disponible en: https://hdl.handle.net/10045/137651

[28] H. Rodríguez-Serin *et al.*, «Literature Review: Evaluation of Drug Removal Techniques in Municipal and Hospital Wastewater», *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 19, no. 20, art. 13105. Oct. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/ijerph192013105

[29] A. V Samrot *et al.*, «Sources of Antibiotic Contamination in Wastewater and Approaches to Their Removal—An Overview», *Sustainability*, vol. 15, no. 16, art. 12639. Ag 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/su151612639

[30] M. Akhtar, M. Sarfraz, M. Ahmad, N. Raza y L. Zhang, «Use of low-cost adsorbent for waste water treatment: Recent progress, new trend and future perspectives», *Desalination and Water Treatment*, vol. 321, art. 100914. En. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100914

[31] M. G. Guardiano, L. Carena, M. Pazzi, D. Vione y R. F. Pupo Nogueira, «Simultaneous heterogeneous photo-Fenton degradation of azithromycin and clarithromycin in wastewater treatment plant effluent», *Journal of Water Process Engineering*, vol. 69, art. 106870. En. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106870

[32] V. Vinayagam *et al.*, «Recent developments on advanced oxidation processes for degradation of pollutants from wastewater with focus on antibiotics and organic dyes», *Environmental Research*, vol. 240, pt. 2, art. 117500. En. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117500

[33] A. Das, S. Koner y A. Adak, «Degradation of antibiotics by anodic oxidation (AO) and electro Fenton (EF) process - a comparative review», *Journal of Environmental Management*, vol. 390, art. 126262. Ag. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.126262

[34] A. Burg y D. Meyerstein, «Chapter 7 - The chemistry of monovalent copper in aqueous solutions», en *Inorganic/Bioinorganic Reaction Mechanisms*, R. van Eldik e I. Ivanović-Burmazović, Eds. Waltham: Academic Press, 2012, pp. 219-261. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396462-5.00007-6

[35] V. Garzón-Cucaita y J. G. Carriazo, «Óxidos de hierro como catalizadores de procesos tipo Fenton con potencial aplicación en tecnologías de remoción de contaminantes», *TecnoLógicas*, vol. 25, no. 55, art. e2393. Sept. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.22430/22565337.2393

[36] Y. Ahmed *et al.*, «Advancements and challenges in Fenton-based advanced oxidation processes for antibiotic removal in wastewater: From the laboratory to practical applications», *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 13, no. 1, art. 115068. Febr. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.115068

[37] M. Jaramillo-Baquero, H. Zúñiga-Benítez y G. A. Peñuela, «Use of photo-fenton for macrolide antibiotic azithromycin removal», *Acta Periodica Technologica*, no. 51, pp. 29-37. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.2298/APT2051029J

[38] I. C. Iakovides *et al.*, «Continuous ozonation of urban wastewater: Removal of antibiotics, antibiotic-resistant *Escherichia coli* and antibiotic resistance genes and phytotoxicity», *Water Research*, vol. 159, pp. 333-347. Ag. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.025

[39] R. Andreozzi, V. Caprio, A. Insola y R. Marotta, «Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery», *Catalysis Today*, vol. 53, no. 1, pp. 51-59. Oct. 1999. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/S0920-5861(99)00102-9

[40] J. Wang y R. Zhuan, «Degradation of antibiotics by advanced oxidation processes: An overview», *Science of the Total Environment*, vol. 701, art. 135023. En. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135023

[41] T. Naseem y T. Durrani, «The role of some important metal oxide nanoparticles for wastewater and antibacterial applications: A review», *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, vol. 3, pp. 59-75. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.enceco.2020.12.001

[42] A. Fujishima, X. Zhang y D. A. Tryk, «TiO_2 photocatalysis and related surface phenomena», *Surface Science Reports*, vol. 63, no. 12, pp. 515-582. Dic. 2008. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.surfrep.2008.10.001

[43] Z. Chen *et al.*, «In-situ synthesis of biochar modified $PbMoO_4$: An efficient visible light-driven photocatalyst for tetracycline removal», *Chemosphere*, vol. 284, art. 131260. Dic. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131260

[44] Y. Zhang, K. Hawboldt, L. Zhang, J. Lu, L. Chang y A. Dwyer, «Carbonaceous nanomaterial-TiO_2 heterojunctions for visible-light-driven photocatalytic degradation of aqueous organic pollutants», *Applied Catalysis A: General*, vol. 630, art. 118460. En. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.apcata.2021.118460

[45] M. Wang, J. Han, G. Yuan y R. Guo, «Carbon/TiO_2/Fe_2O_3 hybrid shells as efficient visible light photocatalysts», *New Journal of Chemistry*, vol. 43, no. 28, pp. 11282-11287. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1039/c9nj01742a

[46] Y. J. O. Asencios, V. S. Lourenço y W. A. Carvalho, «Removal of phenol in seawater by heterogeneous photocatalysis using activated carbon materials modified with TiO_2», *Catalysis Today*, vols. 388-389, pp. 247-258. Abr. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.cattod.2020.06.064

[47] X.-L. Chen, F. Li, H. Chen, H. Wang y G. Li, «Fe_2O_3/TiO_2 functionalized biochar as a heterogeneous catalyst for dyes degradation in water under Fenton processes», *Journal of Environmental Chemical Engineer-*

ing, vol. 8, no. 4, art. 103905. Ag. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103905

[48] J. Shi, J. Zheng, P. Wu y X. Ji, «Immobilization of TiO_2 films on activated carbon fiber and their photocatalytic degradation properties for dye compounds with different molecular size», *Catalysis Communications*, vol. 9, no. 9, pp. 1846-1850. My. 2008. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.catcom.2008.02.018

[49] C. Yu, J. Tang, F. Liu y Y. Chen, «Green synthesized nanosilver-biochar photocatalyst for persulfate activation under visible-light illumination», *Chemosphere*, vol. 284, art. 131237. Dic. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131237

[50] C. J. Thambiliyagodage, V. Y. Cooray, I. N. Perera y R. D. Wijesekera, «Eco-Friendly Porous Carbon Materials for Wastewater Treatment», en *ICSBE 2018: Proceedings of the 9th International Conference on Sustainable Built Environment*, R. Dissanayake y P. Mendis, Eds. Singapur: Springer, 2020, pp. 252-260. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-981-13-9749-3_23

[51] D. K. Sam, H. Li, Y.-T. Xu y Y. Cao, «Porous carbon fabrication techniques: A review», *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, vol. 135, pp. 17-42. Jul. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jiec.2024.01.044

[52] J. Scaria *et al.*, «Carbonaceous materials as effective adsorbents and catalysts for the removal of emerging contaminants from water», *Journal of Cleaner Production*, vol. 350, art. 131319. My. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131319

[53] Q. Fan *et al.*, «Effects of chemical oxidation on surface oxygen-containing functional groups and adsorption behavior of biochar», *Chemosphere*, vol. 207, pp. 33-40. Sept. 2018. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.044

[54] D. Balarak, A. H. Mahvi, S. Shahbaksh, M. A. Wahab y A. Abdala, «Adsorptive Removal of Azithromycin Antibiotic from Aqueous Solution by Azolla Filiculoides-Based Activated Porous Carbon», *Nanomaterials*, vol. 11, no. 12, art. 3281. Dic. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/nano11123281

[55] X. Liu *et al.*, «Type II/Schottky heterojunctions-triggered multi-channels charge transfer in Pd-TiO_2-Cu_2O hybrid promotes photocatalytic hydrogen production», *Journal of Colloid and Interface Science*, vol. 685, pp. 173-185. My. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jcis.2025.01.091

[56] H. Dong *et al.*, «An overview on limitations of TiO_2-based particles for photocatalytic degradation of organic pollutants and the corresponding countermeasures», *Water Research*, vol. 79, pp. 128-146. Ag. 2015. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.038

[57] M. Peñas-Garzón, A. Gómez-Avilés, C. Belver, J. J. Rodriguez y J. Bedia, «Degradation pathways of emerging contaminants using TiO_2-activated carbon heterostructures in aqueous solution under simulated solar light», *Chemical Engineering Journal*, vol. 392, art. 124867. Jul. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124867

[58] V. Pusarapu, R. Narayana Sarma, P. Ochonma y G. Gadikota, «Sustainable co-production of porous graphitic carbon and synthesis gas from biomass resources», *npj Materials Sustainability*, vol. 2, art. 16. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1038/s44296-024-00020-0

[59] M. A. Lima *et al.*, «Recent advances in biochar technology for aquatic pollution control: a critical review of applications, barriers, and future opportunities», *Discover Sustainability*, vol. 6, no. 1, art. 980. Dic. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s43621-025-01581-3

[60] Z. Xiong *et al.*, «Nitrogen-Doped TiO_2/Nitrogen-Containing Biochar Composite Catalyst as a Photocatalytic Material for the Decontamination of Aqueous Organic Pollutants», *ACS Omega*, vol. 8, no. 1, pp. 791-803. En. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1021/acsomega.2c06127

[61] G. Qin, C. Tang, Y. Yang, G. Ding, M. Li y S. Chen, «S-scheme TiO_2/biochar heterojunction derived from waste rice noodles: a low-cost waste-to-catalyst strategy for enhanced photocatalytic hydrogen production», *Chemical Engineering Journal*, vol. 522, art. 167763. Oct. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.cej.2025.167763

[62] A. Ashraf *et al.*, «Insights into the synthesis and application of biochar assisted graphene-based materials in antibiotic remediation», *Journal of Cleaner Production*, vol. 361, art. 132211. Ag. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132211

[63] C. Orha, F. Manea, A. Pop, C. Bandas y C. Lazau, «TiO_2-nanostructured carbon composite sorbent/photocatalyst for humic acid removal from water», *Desalination and Water Treatment*, vol. 57, no. 30, pp. 14178-14187. Jun. 2016. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1062433

[64] G. Xue, H. Liu, Q. Chen, C. Hills, M. Tyrer y F. Innocent, «Synergy between surface adsorption and photocatalysis during degradation of humic acid on TiO_2/activated carbon composites», *Journal of Hazardous Materials*, vol. 186, no. 1, pp. 765-772. Febr. 2011. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.063

[65] P.-S. Yap, T.-T. Lim y M. Srinivasan, «Nitrogen-doped TiO_2/AC bi-functional composite prepared by two-stage calcination for enhanced synergistic removal of hydrophobic pollutant using solar irradiation», *Catalysis Today*, vol. 161, no. 1, pp. 46-52. Mzo. 2011. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.cattod.2010.09.024

[66] I.-S. Park, S. Y. Choi y J. S. Ha, «High-performance titanium dioxide photocatalyst on ordered mesoporous carbon support», *Chemical Physics Letters*, vol. 456, nos. 4-6, pp. 198-201. My. 2008. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.cplett.2008.03.026

[67] E. M. Chatir, A. El Hadrami, S. Ojala y R. Brahmi, «Production of activated carbon with tunable porosity and surface chemistry via chemical activation of hydrochar with phosphoric acid under oxidizing atmosphere», *Surfaces and Interfaces*, vol. 30, art. 101849. Jun. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.surfin.2022.101849

[68] M. Patil, S. Singh, D. Kumari, A. Daverey y K. Dutta, «Adsorption of azithromycin antibiotic from water onto biochar derived from *Terminalia chebula* and sugarcane bagasse», *Water Practice & Technology*, vol. 19, no. 8, pp. 2973-2990. Ag. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.2166/wpt.2024.140

[69] R. Yuan, R. Guan y J. Zheng, «Effect of the pore size of TiO_2-loaded activated carbon fiber on its photocatalytic activity», *Scripta Materialia*, vol. 52, no. 12, pp. 1329-1334. Jun. 2005. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.scriptamat.2005.02.028

[70] Y. Gu *et al.*, «Adsorption and photocatalytic removal of Ibuprofen by activated carbon impregnated with TiO_2 by UV-Vis monitoring», *Chemosphere*, vol. 217, pp. 724-731. Febr. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.068

[71] M. Khater, P. Yeole, S. Khater y H. Gholap, «Photocatalytic Degradation of Antibiotics by Titanium Dioxide (TiO_2) Nanoparticles», *ES Energy and Environment*, vol. 26, art. 1277. Dic. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.30919/esee1277

[72] E. A. Mena Noriega, L. A. Hoyos Giraldo y S. Valencia, «Remoción de azitromicina mediante adsorción/fotocatálisis empleando materiales carbonosos derivados de residuos de semilla de aguacate y TiO_2», Facultad de Ingeniería, Tecnológico de Antioquia - Institución Universitaria, Medellín, Antioquia, Colombia, 2025. [En línea]. Disponible en: https://dspace.tdea.edu.co/handle/tdea/7641

Biorremediación microbiana de hidrocarburos aromáticos policíclicos: una revisión narrativa con búsqueda estructurada

Yorley Vitola[1], Gabriel Herrera Marimón[1], Yenifer Olivo-Martínez[2], Lisett Wilches-López[3], Karina Ríos-Montes[4]

I. Introducción

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) son compuestos orgánicos persistentes que se derivan principalmente de la combustión incompleta de la materia orgánica y de actividades antropogénicas como la producción de petróleo, el transporte y procesos industriales. Debido a su naturaleza hidrofóbica, baja solubilidad en agua y alta estabilidad química, estos compuestos tienden a acumularse en suelos y sedimentos, por lo que representan una amenaza crónica para la salud ambiental y humana por su carácter carcinogénico, mutagénico y teratogénico [1], [2].

Estas características han motivado el desarrollo de estrategias sostenibles para su remoción, entre las cuales la biorremediación es una de las más prometedoras por su bajo costo, eficiencia y menor impacto ambiental en comparación con los métodos fisicoquímicos convencionales [3], [4]. Diversos estudios han demostrado la capacidad de bacterias nativas o alóctonas —es decir, especies o consorcios microbianos que no son propios del suelo contaminado— para degradar HAP. Esta capacidad se potencia significativamente mediante el empleo de consorcios bacterianos, tanto naturales como diseñados artificialmente,

[1] Universidad de San Buenaventura, Facultad de Ciencias de la Salud, egresado(a) del programa de Bacteriología.
[2] Universidad de San Buenaventura, Facultad de Ciencias de la Salud, Grupo GIMA.
[3] Universidad de San Buenaventura, Facultad de Ciencias de la Salud, Grupo GIB.
[4] Universidad de San Buenaventura, Facultad de Ciencias de la Salud, Grupo GIMA. Autora de correspondencia: karina.rios@usbctg.edu.co

y la producción de biosurfactantes, e incluso mediante técnicas emergentes como la nanobiorremediación, el empleo de sistemas bioelectroquímicos, la inmovilización bacteriana en matrices inertes y el uso de nanoburbujas para mejorar la oxigenación en suelos salinos. Estos avances, sumados al diseño racional de consorcios artificiales apoyado en herramientas de metagenómica funcional, permiten optimizar las rutas catabólicas y potenciar la remoción de contaminantes recalcitrantes [5], [6].

Una notable eficiencia en la degradación de compuestos como naftaleno, fenantreno y benzo[*a*]pireno, incluso en condiciones extremas de salinidad o temperatura, ha sido reportada para géneros como *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Alcanivorax* y *Marinobacter* [7]-[9]. A su vez, los avances en metagenómica funcional, transcriptómica y diseño racional de consorcios artificiales han permitido optimizar las rutas catabólicas implicadas y potenciar la adaptabilidad de estos microorganismos [10], [11].

En este contexto, surge el siguiente interrogante: ¿cuáles son los avances y desafíos reportados en la literatura científica reciente (2019-2024) sobre la biorremediación bacteriana de HAP en aguas salinas, sedimentos, suelos y sedimento de manglar y cómo influyen los factores bióticos y abióticos, junto con las tecnologías emergentes, en la eficiencia de su degradación?

Para dar respuesta a esta pregunta, la presente revisión narrativa tiene como objetivo analizar la evidencia científica sobre la biorremediación bacteriana de HAP en las matrices mencionadas, con especial atención a los mecanismos enzimáticos, los factores que modulan los procesos de degradación, las aplicaciones ecosistémicas y las innovaciones tecnológicas más relevantes de los últimos años.

II. Metodología

A. Estrategia de búsqueda

Esta revisión narrativa con búsqueda estructurada empleó la estrategia de búsqueda sistemática conforme a recomendaciones adaptadas de las guías *Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses* (PRISMA) [12] para asegurar la transparencia y reproducibilidad del proceso. La búsqueda de información se llevó a cabo entre junio y septiembre de 2024 y abarcó artículos originales en idiomas español e inglés publicados en las bases de datos PubMed, ScienceDirect y el motor de búsqueda Google Scholar. Se emplearon descriptores normalizados integrados mediante operadores booleanos (AND, OR, NOT). Con el fin de evitar la duplicidad de datos, se excluyeron revisiones realizadas por un mismo autor sobre la misma temática, además de la aplicación del filtro ejecutado por la plataforma Rayyan. La síntesis de la información mantuvo un enfoque interpretativo y crítico, sin evaluación formal de riesgo

de sesgo ni metaanálisis, para identificar investigaciones sobre los mecanismos bacterianos de biorremediación de HAP en matrices de agua salina, sedimento, suelos y ecosistemas de manglar.

La estrategia de búsqueda se fundamentó en términos normalizados obtenidos a partir de los descriptores DeCS y MeSH: *microorganisms*, *bioremediation*, *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, *saline waters*, *sediment* y *soil*, y se utilizaron los operadores booleanos AND, OR y el truncador NOT. La estrategia en PubMed fue: «(Microorganisms AND bioremediation AND Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) (saline water OR sediments OR soil) NOT (phytoremediation)». En ScienceDirect y Google Scholar, la estrategia fue: «(Microorganisms AND bioremediation AND "Polycyclic Aromatic Hydrocarbons") AND saline waters AND sediments AND soil». Además, se delimitó la ventana de tiempo en las bases de datos y se seleccionaron únicamente artículos de revisión e investigación; finalmente, se incluyen los de acceso abierto. En el motor de búsqueda se siguió la siguiente secuencia: 1) selección inicial solo de páginas en español; 2) eliminación de la opción que muestre citas, y 3) limitación de la ventana de tiempo.

Además, se efectuaron búsquedas manuales en las que se revisaron las referencias de los artículos incluidos y estudios relacionados y se consideraron las recomendaciones de expertos, tales como pertinencia de la investigación, para identificar posibles trabajos adicionales relevantes.

B. Criterios de inclusión

Se seleccionaron artículos originales publicados entre enero de 2019 y septiembre de 2024, en los idiomas español e inglés, que abordaran la biorremediación de HAP mediante bacterias, hongos y consorcios bacterianos, dado que los mecanismos analizados en esta revisión corresponden principalmente a este grupo taxonómico, y en matrices ambientales como agua salina, sedimento, suelos y ecosistemas de manglar. En consecuencia, se establecieron como criterios de exclusión los textos en idiomas distintos a los mencionados y la literatura gris (tesis, comunicaciones cortas, capítulos de libros, ensayos y noticias). Asimismo, se descartaron estudios sobre procesos de biorremediación no bacterianos —como la fitorremediación—, investigaciones enfocadas en contaminantes ajenos a los HAP y a derivados del petróleo, como antibióticos, productos farmacéuticos o metales pesados, y trabajos que analizaran matrices ambientales fuera del alcance del estudio, como el aire.

Se empleó un diagrama de flujo conforme a las directrices PRISMA para resumir el proceso de selección de artículos y especificar los motivos de exclusión de los estudios evaluados a texto completo. Este diagrama, presentado en la Fig. 1, ilustra las etapas del filtrado inicial y selección de estudios, con lo que se aseguran la trazabilidad y el flujo metodológico del proceso de selección.

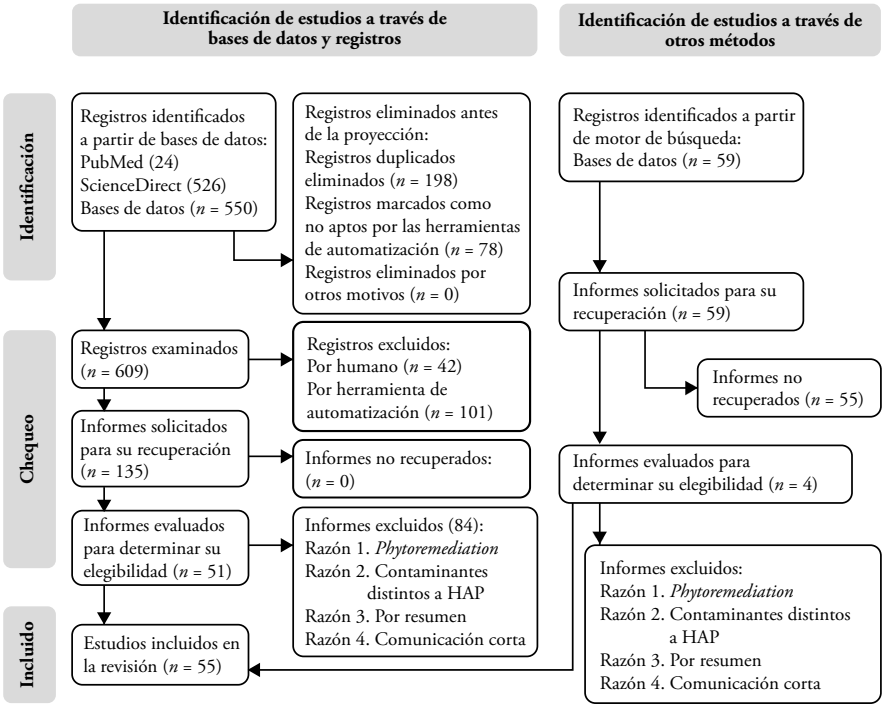


Fig. 1. Protocolo de revisión sistemática (PRISMA) elaborado con los artículos revisados [12].

Todos los estudios identificados en la búsqueda fueron consolidados utilizando la herramienta Rayyan [12], [13], diseñada para el cribado colaborativo en revisiones sistemáticas y síntesis bibliográfica, mediante la cual se identificaron y eliminaron los registros duplicados.

El proceso de selección de los artículos se llevó a cabo en tres etapas: revisión de títulos, análisis de resúmenes y pertinencia temática mediante la evaluación de textos completos; en cada fase se decidió la inclusión o exclusión de los trabajos. La extracción de datos de cada publicación elegible se hizo mediante el formulario estandarizado de extracción de datos propuesto en [14], adaptada por los autores para la definición de las variables de mayor tendencia en los estudios. Posteriormente, las referencias bibliográficas se exportaron en formato de archivo de sistemas de información de investigación (RIS) para su organización y análisis.

C. Variables y datos extraídos

A partir de los estudios incluidos, se extrajeron los siguientes datos: información general del estudio (autor[es], año de publicación, título del artículo, revista o fuente de publicación, país donde se realizó el estudio) y las variables o categorías principales de la investigación (objetivo principal, diseño metodológico, tipo de microorganismos empleados, matriz ambiental analizada, contaminante principal y estrategia de biorremediación). Los datos se agruparon en una matriz de análisis donde se consignaron aspectos clave de cada investigación: microorganismos, mecanismos de biorremediación identificados, eficiencia de degradación, factores limitantes o influyentes, aplicaciones ecosistémicas y tecnologías emergentes empleadas.

D. Estrategia de síntesis de datos

Los datos se sintetizaron mediante un enfoque de síntesis narrativa sistemática, con el objetivo de proporcionar una visión integral de los hallazgos principales de los estudios incluidos. Esta síntesis consistió en el resumen y organización de los datos extraídos de los estudios seleccionados, agrupados con especial énfasis en los principales ejes temáticos resultantes: microorganismos clave, mecanismos microbianos para la biorremediación, factores bióticos y abióticos influyentes, aplicaciones ecosistémicas y tecnologías emergentes identificadas en la literatura revisada.

La información extraída se estructuró en tablas, en las cuales se resumieron los datos relevantes de los estudios incluidos, lo que facilitó la identificación de patrones, tendencias y vacíos en el conocimiento. Además, se destacaron las similitudes y diferencias entre las distintas investigaciones.

III. Resultados y análisis

A. Selección y clasificación de artículos

La matriz bibliográfica permitió establecer criterios y categorías para organizar, depurar y analizar la información de los artículos que cumplieron con los estándares de calidad y los criterios de inclusión definidos para esta revisión (estudios publicados entre enero de 2019 y septiembre de 2024, con enfoque en la biorremediación de HAP por microorganismos en aguas salinas, sedimentos y sedimento de manglar, excluyendo aquellos centrados en fitorremediación). Se identificaron inicialmente 609 artículos, de los cuales el 90.31 % provenía de las bases de datos consultadas: PubMed (24) y Science Direct (526), y el 9.69 % restante, del motor de búsqueda Google Scholar (59). Durante la etapa de depuración, el 32.51 % (198 artículos) fue eliminado por

duplicación. Posteriormente, el 36.29 % (221 artículos) fue descartado tras el cribado por título, resumen, incluyendo registros marcados como no aptos por herramientas de automatización como Rayyan. Adicionalmente, de los 59 artículos identificados en Google Scholar, 55 resultaron no recuperables, lo que arrojó 135 registros únicos solicitados para recuperación, de los cuales 84 se excluyeron por pertinencia temática, criterios de exclusión y demás aspectos descritos en la Fig. 1. Finalmente, se seleccionó el 9.03 % del total inicial, correspondiente a 55 artículos, los cuales conformaron el cuerpo documental de análisis de esta investigación, conforme a la metodología PRISMA.

B. Naturaleza de los hidrocarburos aromáticos policíclicos

Los HAP son compuestos orgánicos persistentes formados por dos o más anillos aromáticos fusionados, cuya estructura resonante les confiere alta estabilidad química y resistencia a la degradación abiótica y microbiana [3]. Presentes en el petróleo y sus derivados, estos contaminantes —ampliamente distribuidos en ecosistemas terrestres y acuáticos— representan un riesgo toxicológico debido a sus efectos adversos en la salud humana (carcinogénicos y mutagénicos) y en la biota (alteraciones reproductivas y daño genético), según evidencian estudios epidemiológicos y ecotoxicológicos [1], [3]. Atoufi y Lampert [15] destacan que los HAP muestran una alta persistencia en ambientes acuáticos, especialmente en zonas cercanas a plataformas de perforación y descargas industriales. La acumulación de estos compuestos en los sedimentos no solo prolonga su permanencia en el ambiente, sino que también constituye una fuente continua de contaminación secundaria que afecta a largo plazo la salud de ecosistemas acuáticos y la calidad de los recursos naturales [15]. Al ser hidrofóbicos, su baja solubilidad en agua favorece su adsorción a matrices como suelos y sedimentos, lo que limita su biodisponibilidad para microorganismos degradadores; no obstante, los HAP de bajo peso molecular (naftaleno, fenantreno) presentan mayor movilidad y susceptibilidad a la biodegradación en comparación con estructuras complejas como el benzo[*a*] pireno, de mayor persistencia ambiental [3]. Estas propiedades fisicoquímicas, junto con su potencial tóxico, justifican que su remoción sea prioritaria en estrategias de biorremediación y manejo de sitios impactados, por lo que se requieren enfoques multidisciplinarios que integren microbiología, química ambiental y toxicología [1], [3].

C. Degradación microbiana de hidrocarburos y su relación con factores bióticos

Las bacterias degradadoras de hidrocarburos pertenecientes a los géneros *Pseudomonas*, *Rhodococcus* y *Sphingomonas* interactúan con diversos factores bióticos que modulan la efectividad de la biodegradación en suelos

contaminados. Entre estos factores, destacan la composición de la comunidad microbiana asociada —en particular, la presencia de cepas capaces de utilizar los HAP como fuente de carbono y energía— y el tamaño del inóculo microbiano activo [4]. La formación de consorcios microbianos es clave, ya que la cooperación metabólica entre distintos microorganismos permite una degradación más eficiente de mezclas complejas de contaminantes [5]. Por ejemplo, los consorcios que integran *Pseudomonas* y *Rhodococcus* han mostrado una sinergia metabólica que ha incrementado la degradación de HAP en suelo [5]. Davletgildeeva y Kuznetsov [16] señalan que los efectos sinérgicos en consorcios resultan de la interacción entre diferentes cepas, lo que promueve una degradación enzimática más eficiente y diversa de los HAP en suelos contaminados, y que la aplicación de *Rhodococcus rhodochrous* es más apropiada dentro de un consorcio, donde otros miembros pueden procesar los metabolitos intermediarios potencialmente tóxicos. La producción de biosurfactantes, particularmente los ramnolípidos sintetizados por *Pseudomonas aeruginosa*, constituye un factor biótico relevante en la biodegradación de HAP en ambientes marinos, dado que incrementan la biodisponibilidad de los hidrocarburos al aumentar su solubilidad en la interfaz agua-aceite [8]. Tedesco *et al.* [5] reportan que la adición de ramnolípidos a una concentración de 15 mg/L incrementó significativamente la eficiencia de remoción de HAP de 5 y 6 anillos, en tanto la adición del lipopéptido producido por *Paenibacillus dendritiformis* CN5, a 600 mg/L, elevó la degradación de pireno del 16 % al 67 % en matrices acuáticas.

Por su parte, Acosta-Diaz *et al.* [17] evaluaron a escala de laboratorio la capacidad de degradación de un consorcio bacteriano compuesto por cuatro cepas (*Pseudomonas* sp. B10, *Alcaligenes* sp. F10S1, *Bacillus* sp. F9S y *Bacillus* sp. RFA) aisladas de zonas costeras de Cuba, mediante el uso de petróleo crudo y sus derivados como única fuente de carbono en ensayos de microcosmo durante 90 días. Los resultados mostraron una degradación diferencial según el tipo de sustrato en fracciones de petróleo crudo (19 % - 89 %), hidrocarburos totales (59.68 %), queroseno (41.69 %) y diésel (14.22 %). Los autores concluyen que este consorcio constituye una alternativa viable para procesos de bioaumentación en ecosistemas costeros impactados por hidrocarburos de petróleo.

Asimismo, las biopelículas y los polímeros extracelulares facilitan la adhesión microbiana y la absorción de HAP, ya que ofrecen una superficie para la adsorción y funcionan como agentes emulsionantes, a la vez que protegen sus constituyentes celulares y cometabolizan múltiples biomoléculas orgánicas [6]. Estos ejemplos demuestran que los factores bióticos, como las asociaciones microbianas y la producción de metabolitos clave, son determinantes en la eficacia de los procesos de biodegradación.

La eficacia de *Pseudomonas* en procesos de biorremediación también se ha asociado con su capacidad de interactuar en consorcios microbianos y ambientes extremos. Semenova *et al.* [18] caracterizaron las comunidades microbianas de agua de mar y suelos costeros del Ártico ruso mediante la secuenciación del gen del ARNr 16S. En muestras de suelo costero con mayor nivel de contaminación por hidrocarburos, el género *Pseudomonas* representó hasta el 28.3 % de las secuencias bacterianas identificadas y constituyó, de esta forma, el grupo dominante de la comunidad. Los autores señalan que miembros de este género han sido ampliamente descritos como degradadores de crudos, compuestos aromáticos policíclicos y otros contaminantes orgánicos, además de que sus cepas psicrófilas y psicrotolerantes los hacen especialmente aptos para procesos de bioaumentación en ecosistemas polares impactados por petróleo.

El análisis mediante las ciencias ómicas ha permitido investigar más a fondo las funciones metabólicas de las bacterias con capacidad de degradación de hidrocarburos. Diversas investigaciones han identificado un amplio conjunto de genes catabólicos y rutas funcionales vinculadas a la degradación de naftaleno [19], tereftalato y benzoato y han señalado este último como un metabolito clave en la biodegradación de compuestos aromáticos [8]. Asimismo, técnicas de metagenómica han permitido identificar grupos bacterianos asociados a sitios contaminados con HAP. Mediante secuenciación del gen del ARNr 16S, Gosai *et al.* [20] caracterizaron la dinámica de las comunidades bacterianas en mesocosmos *ex situ* de sedimentos marinos crónicamente contaminados con HAP, durante un período de bioaumentación de 60 días. El análisis taxonómico mostró la dominancia de Proteobacteria, Bacteroidetes, Actinobacteria y Planctomycetes, con incrementos diferenciales según el tratamiento aplicado. Comparando según categorías taxonómicas, los órdenes Sphingomonadales, Oceanospirillales y Rhodothermales presentaron mayor abundancia relativa durante los períodos de mayor degradación de HAP; por su parte, las familias Alcanivoracaceae, Alteromonadaceae, Nocardiaceae y Rhodospirillaceae fueron las más representadas, y en cuanto a género, se destacaron *Stenotrophomonas*, *Alcanivorax*, *Methylophaga*, *Fluviicola* y *Rhodoplanes*, lo que sugiere su participación activa y su rol crucial en los procesos de degradación de HAP. El estudio destaca que el incremento de estas comunidades fue especialmente marcado en los mesocosmos con cultivo mixto y con *Stenotrophomonas maltophilia* como cepa única, los cuales alcanzaron tasas totales de degradación de HAP de 26.67 % y 25.08 %, respectivamente.

D. Consorcios microbianos y su eficiencia en la biodegradación de hidrocarburos aromáticos policíclicos

Los consorcios microbianos están formados por múltiples especies y suelen superar en eficiencia a los cultivos puros. La colaboración metabólica entre diferentes microorganismos permite una degradación más completa y eficiente, tanto simultánea como secuencial, de mezclas complejas de contaminantes. Este fenómeno fue evidenciado por Książek-Trela *et al.* [21], quienes lograron la degradación de una combinación de 13 HAP en sistemas de suelo simulado en condiciones de laboratorio, utilizando preparaciones comerciales de microorganismos efectivos (formulaciones con mezclas de bacterias y formulaciones con levaduras, así como mezcla de levadura y bacterias del género *Bacillus*) aplicadas sobre muestras de suelo comercial de uso hortícola, con humedad y temperatura controladas. Una de las estrategias más innovadoras en la biorremediación de HAP es la aplicación de sistemas microbianos mixtos artificiales, también conocidos como consorcios microbianos diseñados. Estos sistemas son elaborados intencionadamente al combinar aislados con funciones metabólicas complementarias, con la finalidad de potenciar la descomposición de contaminantes persistentes. A diferencia de los consorcios de origen natural, cuya composición puede introducir incertidumbre en los resultados, los consorcios artificiales ofrecen la posibilidad de regular y optimizar elementos esenciales como la diversidad funcional, la compatibilidad metabólica y la distribución de roles catabólicos entre los integrantes del consorcio.

Como señalan Cui *et al.* [22], la degradación de HAP mediante un sistema microbiano mixto artificial ha surgido como un enfoque prometedor en biorremediación, puesto que los sistemas microbianos mixtos simplifican la estructura comunitaria, direccionan el potencial funcional y optimizan el flujo metabólico, con lo que demuestran una enorme eficiencia aun en ambientes extremos de ecosistemas marinos y terrestres [11]. En este sentido, el diseño artificial de estos consorcios no solo incrementa la eficiencia de degradación, sino que además optimiza la estabilidad del sistema microbiano frente a condiciones ambientales adversas, lo que los convierte en herramientas versátiles para la remediación de sitios contaminados con compuestos recalcitrantes, como los HAP.

Tedesco *et al.* [5] señalan que los consorcios de *Mycobacterium*, *Rhodococcus* y otras bacterias degradadoras de HAP han alcanzado eficiencias de degradación de hasta un 60 % para HAP de alto peso molecular en suelos contaminados, cuando se combinan con suplementación de nutrientes e inmovilización microbiana en biocarbón.

En sedimentos marinos severamente contaminados del mar Piccolo, en Taranto, Italia, Matturro *et al.* [23] lograron establecer consorcios microbianos capaces de degradar bifenilos policlorados (BPC) y compuestos aromáticos, incluidos los HAP, tanto en condiciones aerobias como anaerobias. Para ello, se desarrollaron cultivos de enriquecimiento incubados a 20 °C durante un máximo de 250 días bajo dos regímenes diferenciados: condiciones aerobias, mediante agitación en matraces con oxigenación controlada y bifenilo como sustrato cometabólico (200 mg/L), y condiciones anaerobias, en frascos sellados bajo atmósfera controlada de N_2/CO_2, con adición periódica de hidrógeno a través de un electrolizador cerámico de protones (PCE/H_2) para estimular los procesos de decloración reductiva. La incubación aerobia devino en la selección rápida de bacterias especializadas en rutas oxidativas para la transformación de hidrocarburos, lo que permitió el aislamiento de *Marinobacter salinus* y *Rhodococcus cerastii*. En contraste, la incubación anaerobia favoreció la selección de especies deshalogenantes, entre las cuales destacó *Dehalococcoides mccartyi*. Estos hallazgos ilustran cómo las condiciones ambientales imperantes determinan la selección de rutas metabólicas específicas y de los microorganismos clave implicados en la biorremediación de hidrocarburos en matrices marinas.

E. Sustancias poliméricas extracelulares y producción de biosurfactantes

En entornos contaminados con HAP, las bacterias frecuentemente se organizan en biopelículas con capacidad de producir sustancias poliméricas extracelulares (SPE) y biosurfactantes, dos tipos de moléculas que actúan de forma coordinada como potenciadores de la biodisponibilidad de estos contaminantes. Por un lado, las SPE proporcionan sitios de adsorción para los HAP y actúan como emulsificantes que facilitan su captación celular; por otro, los biosurfactantes reducen la tensión interfacial entre la fase acuosa y la matriz sorbente, lo que incrementa la solubilidad de los HAP y, con ello, su accesibilidad para los microorganismos degradadores [6]. La implicación simultánea de ambos mecanismos ha sido respaldada en el ámbito genómico mediante la identificación de genes codificantes de glicosiltransferasas y sintetasas en bacteriomas degradadores de HAP. Adicionalmente, la producción de SPE y biosurfactantes está finamente regulada por sistemas moleculares, moléculas de *quorum sensing*, pequeños ARN ribosomales y sistemas de señalización de dos componentes [24].

El uso de cepas capaces de producir biosurfactantes ha mostrado ser una estrategia eficaz para favorecer la interacción entre los contaminantes y las células microbianas, con lo que aumenta la biodisponibilidad y la velocidad de biodegradación [5]. Uyar y Avcı [25] reportaron que el biosurfactante tipo

glicolípido producido por *Pseudomonas aeruginosa* TBA-B58, aislada de suelos contaminados con petróleo crudo, alcanzó la mayor reducción en la tensión superficial de agua en ensayos de laboratorio bajo condiciones controladas, con un valor de 31.5 ± 0.5 mN/m. Además, aislamientos de *Acinetobacter baumannii* (TBA-B45 y TBA-B56) arrojaron índices de emulsificación (E24) superiores al surfactante sintético (dodecilsulfato sódico), del 66 % y el 65 % frente a tolueno y benceno, respectivamente.

La relevancia ecológica de los biosurfactantes producidos por bacterias como *Pseudomonas aeruginosa* en ambientes contaminados con petróleo fue probada en estudios metagenómicos como el de Liang *et al.* [9], quienes demostraron que *Pseudomonas* y otros géneros productores de dioxigenasas degradadoras de HAP (PAH-RHDα) constituyen las comunidades bacterianas dominantes en suelo y sedimentos de campos petroleros chinos, y que la abundancia de estos genes degradadores se correlaciona positivamente con el contenido de HAP en el suelo ($p < 0.01$). Ello sugiere que la producción de biosurfactantes por parte de estas bacterias no es solo una propiedad bioquímica aislada, sino un mecanismo crucial para aumentar la biodisponibilidad de los contaminantes hidrofóbicos en condiciones naturales.

F. Enzimas clave en los procesos de biodegradación: oxigenasas y dioxigenasas y rutas metabólicas alternas

En la degradación aerobia de HAP, las oxigenasas y, en particular, las dioxigenasas anulares hidroxilantes (RHD, por sus siglas en inglés) constituyen enzimas clave, ya que catalizan la incorporación de oxígeno molecular al anillo aromático y generan dioles que pueden ser posteriormente procesados en las rutas catabólicas centrales [26]. Un análisis metagenómico dirigido de suelos de campos petroleros y sedimentos de manglar [9] demostró que los genes *nahAc*, que codifican estas RHD, están ampliamente distribuidos y presentan una elevada diversidad, lo que sugiere la existencia de comunidades microbianas altamente especializadas en la activación inicial de HAP en ambientes impactados por hidrocarburos. Estos resultados destacan que la presencia y variabilidad de genes de dioxigenasas anulares es un determinante fundamental del potencial de biodegradación de contaminantes aromáticos en ecosistemas petrolizados, lo que refuerza el papel central de estas enzimas en los procesos de biorremediación. Los hallazgos revelaron una alta diversidad y abundancia de estos genes, con secuencias pertenecientes a géneros conocidos por su potencial degradador, como *Pseudomonas* [27], *Burkholderia*, *Ralstonia*, *Mycobacterium* y *Rhodococcus* [9]. Un estudio similar, en experimentos a escala microcósmica con agua de mar natural, demostró el potencial de cepas pertenecientes a los géneros *Pseudomonas*, *Rhodococcus* y *Acinetobacter* para degradar hidrocarburos, las cuales alcanzaron tasas de hasta el 66 % [28].

Como se mencionó, la degradación aerobia de los hidrocarburos aromáticos, incluidos los monoaromáticos y los policíclicos, requiere la etapa inicial de activación del anillo aromático, el cual es químicamente estable y recalcitrante. En este proceso, las enzimas dioxigenasas hidroxilantes del anillo aromático catalizan la incorporación de oxígeno molecular y generan así intermediarios oxidados que permiten superar la estabilidad estructural del anillo. Esta reacción constituye un paso metabólico crítico que posibilita las transformaciones posteriores del compuesto aromático y su eventual mineralización [29]. Más allá de esta etapa inicial, la degradación aeróbica de hidrocarburos en su conjunto involucra una secuencia más amplia de transformaciones bioquímicas —que comprenden reacciones de oxidación, reducción, hidroxilación y deshidrogenación— catalizadas por un repertorio enzimático diverso que incluye monooxigenasas, dioxigenasas, citocromo P450, peroxidasas, hidroxilasas y deshidrogenasas, cuya participación varía según la naturaleza química del hidrocarburo y las condiciones del entorno [30], [31].

Adicionalmente, la biodegradación aerobia de estos compuestos presenta una organización catabólica modular, donde las rutas periféricas median la activación y transformación inicial del anillo aromático en compuestos de menor complejidad, mientras que las rutas inferiores permiten la incorporación de dichos intermediarios al metabolismo central, principalmente a través de vías como la β-cetoadipato. Este marco metabólico ha sido ampliamente descrito para bacterias del género *Pseudomonas* y explica su ventaja adaptativa en ambientes contaminados [27]. En estos contextos, estudios ecológicos han demostrado la presencia recurrente de *Pseudomonas* y otros géneros degradadores en suelos y aguas impactados por derrames de petróleo, lo que sugiere un potencial metabólico consistente con estas rutas catabólicas [32].

El catabolismo de los HAP, como el naftaleno, ha sido ampliamente estudiado, especialmente en cepas del género *Pseudomonas*. El naftaleno, uno de los HAP más simples y representativos, puede degradarse mediante diversas rutas metabólicas según el microorganismo implicado. En *Pseudomonas*, el salicilato actúa como intermediario central en la ruta catabólica, a partir del cual la degradación continúa vía catecol hacia los intermediarios del ciclo de Krebs [19]. No obstante, investigaciones recientes han demostrado que las bacterias grampositivas —en particular actinobacterias de los géneros *Rhodococcus* y *Gordonia*— no producen salicilato durante la degradación del naftaleno, sino que recurren a rutas alternativas en las que el ortoftalato actúa como intermediario previo al protocatecuato como compuesto de escisión anular. Esta diversidad en los mecanismos catabólicos señala que las estrategias de biorremediación deben considerar tanto la composición taxonómica de las comunidades microbianas como las rutas metabólicas predominantes en función del tipo de entorno contaminado [33].

Pozdnyakova-Filatova *et al.* [19] investigaron el rol de la cepa *Pseudomonas putida* BS3701 para la biorremediación de suelos y demostraron que los genes catabólicos del naftaleno están regulados no solo a nivel transcripcional, sino también postranscripcional [30]. Estos genes incluyen aquellos que codifican para la síntesis de enzimas clave del proceso de degradación: naftaleno 1,2-dioxigenasa, salicilato hidroxilasa, catecol 1,2-dioxigenasa y catecol 2,3-dioxigenasa, responsables de transformar el naftaleno en intermediarios que ingresan al ciclo de Krebs [30].

En condiciones de baja disponibilidad de hierro y nitrógeno, se observó una disminución significativa tanto en la expresión de los genes catabólicos como en las actividades enzimáticas, lo que subraya la importancia de los macro- y micronutrientes en la eficiencia del proceso de biodegradación. Este hallazgo tiene implicaciones directas para el diseño de estrategias de biorremediación en ambientes pobres en nutrientes; por ejemplo, podría ser necesario suplementar con micronutrientes o seleccionar cepas adaptadas a estas condiciones [30].

A diferencia de las bacterias, los hongos han desarrollado un sistema enzimático extracelular de amplio espectro particularmente eficaz para la degradación de HAP de elevado peso molecular. Los hongos degradadores de HAP se dividen en dos grupos funcionales principales: los ligninolíticos, que producen enzimas extracelulares como la lignina peroxidasa, la manganeso peroxidasa y la lacasa, y los no ligninolíticos, que carecen de estas peroxidasas y recurren, en su lugar, a monooxigenasas del complejo citocromo P450 para la oxidación inicial de los HAP [34], [35]. Los géneros estudiados en este contexto y reportados en esta revisión incluyen *Phanerochaete chrysosporium*, *Pleurotus ostreatus*, *Peniophora incarnata*, *Aspergillus terricola* y *Polyporus sulphureus*, entre otros. La acción catalítica de las enzimas ligninolíticas genera metabolitos oxidados, como las quinonas (más polares y solubles en agua que los HAP), los cuales resultan menos tóxicos y más susceptibles a una mineralización posterior. Esta característica representa una ventaja toxicológica importante frente al mecanismo de la citocromo P450, cuya oxidación puede producir epóxidos y dihidrodioles de mayor toxicidad que los compuestos de origen [34].

G. Factores ambientales que influyen en la biodegradación de hidrocarburos aromáticos policíclicos

El éxito de la biodegradación de hidrocarburos, incluidos los HAP, depende no solo de la presencia de microorganismos degradadores, sino también de diversas condiciones ambientales. Factores como la temperatura, el pH, la humedad y la disponibilidad de nutrientes y materia orgánica son

determinantes en la eficiencia del proceso en la matriz suelo [26], [36], mientras que, en ambientes marinos, la salinidad y los aceptores de electrones cobran especial relevancia [37]. Tal como señalan Panwar y Mathur [38], estos factores abióticos influyen directamente en la biodisponibilidad de los contaminantes y, por lo tanto, en la velocidad y eficacia de su degradación. En particular, se destaca que una temperatura óptima, un pH cercano a la neutralidad y una relación balanceada de nutrientes son condiciones esenciales para maximizar la actividad enzimática de los microorganismos involucrados en la remediación [3]. En la Tabla I se resumen algunos de estos factores, sus condiciones óptimas y su efecto en la biodegradación de HAP, de acuerdo con lo reportado en estudios recientes.

Tabla I
Factores abióticos y su efecto en la degradación de hidrocarburos aromáticos policíclicos

Factor	Condición óptima	Efecto en la degradación de HAP	Referencias
Temperatura	30 °C - 35 °C	↑ Actividad enzimática (↓ en > 40 °C por desnaturalización)	[35]
pH	6.5 - 7.5	↓ Degradación en pH < 5 o > 8	[35]
Salinidad	< 3 % NaCl	Inhibe consorcios no halófilos	[43], [44]
Nutrientes (N, P)	Relación C:N:P = 100:10:1	Limitante en ambientes marinos	[1], [44]
Oxígeno	Aerobiosis	↑ Degradación de HAP vs. anaerobiosis (mayor eficiencia de degradación de HAP de bajo peso molecular vs. anaerobiosis, más lenta pero factible para HAP recalcitrantes)	[45]

↑ = aumenta; ↓ = disminuye

Temperatura

Las reacciones catalizadas por enzimas durante la biodegradación son altamente sensibles a la temperatura. Aunque muchas bacterias hidrocarbonoclastas muestran una eficiencia óptima en el rango de temperaturas para el crecimiento de microorganismos mesófilos, este factor influye de manera dual sobre el proceso de degradación: a temperaturas elevadas, la solubilidad, difusión y biodisponibilidad de los HAP aumentan, lo que favorece la degradación, pero, simultáneamente, se reducen la solubilidad del oxígeno y la actividad metabólica de los microorganismos aerobios [38]. A la inversa, las bajas temperaturas disminuyen las tasas de degradación enzimática, aunque existen microorganismos psicrófilos capaces de operar en esas condiciones, como reportan Semenova *et al.* [18], quienes identificaron cepas psicrófilas capaces de degradar HAP de forma eficaz en suelos del Ártico ruso.

pH

El valor de pH del entorno influye tanto en la estabilidad enzimática como en la solubilidad de los compuestos contaminantes. En general, las bacterias degradadoras alcanzan su máxima actividad en condiciones cercanas a la neutralidad. Panwar y Mathur [38] e Ismail *et al.* [36] coinciden en que el intervalo de pH de 6.5 a 7.5 presenta las condiciones óptimas para la actividad microbiana normal, lo que ha sido corroborado experimentalmente con valores de degradación de fenantreno cercanos al 88 % a pH 7, con descensos graduales en condiciones más ácidas o más alcalinas [36]. En un sentido más amplio, Kebede *et al.* [1] sitúan el rango operacional de pH favorable entre 5 y 8 y señalan que estos valores muestran correlación positiva con una mayor tasa de biodegradación de hidrocarburos, al favorecer las actividades de las enzimas microbianas y degradativas en el suelo. Si bien la degradación puede ocurrir en un espectro más amplio de pH —entre 2 y 9 según [38]—, las condiciones extremas provocan situaciones desfavorables para la acción microbiana y reducen la eficiencia del proceso, lo que, en la práctica, puede requerir ajustes de pH mediante agentes tampón para optimizar la biorremediación.

Disponibilidad de nutrientes

La disponibilidad de nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, es uno de los factores abióticos que más directamente condicionan la actividad metabólica de los microorganismos degradadores de HAP. Para una degradación eficiente, es necesario mantener relaciones adecuadas de carbono, nitrógeno y fósforo en el medio. Kebede *et al.* [1] establecieron que una proporción C/N/P de

100:20:1 es la condición óptima para maximizar la tasa de biodegradación de hidrocarburos, dado que estos macronutrientes modulan directamente las actividades de las enzimas microbianas y degradativas en el suelo. Por esta razón, la adición de fertilizantes, orgánicos o inorgánicos, mediante estrategias de bioestimulación, suele ser fundamental para sostener tasas de biodegradación elevadas; sin embargo, la relación entre nutrientes y biodegradación no es lineal. Panwar y Mathur [38] advierten que concentraciones excesivas de nutrientes pueden tener efectos inhibitorios en la biodegradabilidad, lo que convierte su disponibilidad en un factor tanto estimulante como potencialmente restrictivo del proceso. Esta influencia de los nutrientes ha sido corroborada a escala de campo por Liang *et al.* [9], quienes, mediante metagenómica dirigida a genes funcionales PAH-RHDα en suelos de campos petrolíferos y sedimentos de manglares, demostraron que la diversidad de las comunidades bacterianas degradadoras está positivamente correlacionada con el nivel de nitrógeno total ($p < 0.01$) y que la abundancia de genes degradadores está estrechamente relacionada con los niveles de carbono orgánico total y la relación C/N, y concluyeron que el contenido de nutrientes es un factor determinante para el desarrollo de las poblaciones bacterianas con capacidad de degradación de HAP en suelos contaminados.

Oxígeno y aceptores de electrones

La disponibilidad de oxígeno es uno de los factores abióticos más determinantes para la eficiencia de la biorremediación de HAP. En la vía aerobia, el oxígeno molecular cumple un doble rol: actúa como aceptor terminal de electrones y como cosustrato indispensable en las reacciones iniciales de oxidación del anillo aromático catalizadas por dioxigenasas y monooxigenasas, y es particularmente eficaz para HAP de bajo peso molecular y estructura simple [35], [39]. No obstante, en ambientes donde el oxígeno es escaso o ausente, como sedimentos costeros y de manglar, ciertos microorganismos emplean aceptores de electrones alternativos, como NO_3^-, SO_4^{2-} y Fe(III), aunque con tasas de degradación menores [39]. En este sentido, Premnath *et al.* [35] documentan que la biorremediación basada en nitrato es una alternativa prometedora, ya que este compuesto presenta una solubilidad 10 000 veces mayor a la del oxígeno y resulta costoeficiente, con tasas de mineralización de naftaleno de 301 µg/(L/día) - 552 µg/(L/día) bajo condiciones desnitrificantes, frente a 221 µg/(L/día) - 320 µg/(L/día) bajo condiciones sulfatorreductoras. Esta dualidad de condiciones cobra especial relevancia en ecosistemas de manglar; Filgueiras de Almeida *et al.* [39] precisan que, en estos ambientes, el O_2 queda confinado a los primeros 2 cm - 3 cm del sedimento debido a las bajas tasas de difusión provocadas por las inundaciones mareales, mientras que el sulfato es el aceptor de electrones más abundante en profundidad. En

condiciones de concentraciones reducidas de oxígeno (2 %), la degradación de fluoreno, fenantreno, fluoranteno y pireno se reduce a 33 %, 24 %, 22 % y 17 %, respectivamente, y decrece aún más en ausencia total de oxígeno, por lo que los HAP de elevado peso molecular persisten en el ambiente.

Salinidad

En ecosistemas salinos o marinos, la salinidad actúa como un factor regulador selectivo de la comunidad microbiana degradadora, modulando directamente el metabolismo bacteriano. Solo microorganismos halotolerantes o halófilos son capaces de mantener su actividad metabólica bajo estas condiciones [31], [39], [40]. Filgueiras de Almeida *et al.* [39] reportan que el género *Halomonas* alcanza hasta un 74.5 % de degradación de pireno con concentraciones de NaCl del 4 %; el género *Alcanivorax* predomina en condiciones de alta salinidad, y bacterias halotolerantes, como *Bacillus flexus* y *B. pumilus,* son capaces de degradar HAP, entre ellos el pireno y el naftaleno en sedimentos de manglar, donde la salinidad del agua de poro puede alcanzar hasta 90 g/L. La relación entre salinidad y biodegradación no es lineal: niveles moderados pueden ser tolerados e incluso estimular ciertos procesos metabólicos, mientras que concentraciones elevadas inhiben significativamente la degradación al alterar la estructura de las comunidades bacterianas y el metabolismo de las enzimas degradativas [9].

Naturaleza y concentración del contaminante

La naturaleza química y la concentración de los HAP constituyen factores determinantes de su biodisponibilidad y, en consecuencia, de la eficiencia de su biodegradación microbiana. Desde el punto de vista estructural, los HAP se diferencian por el número y la disposición de anillos aromáticos, lo que condiciona propiedades fisicoquímicas clave como la solubilidad acuosa, la hidrofobicidad y la afinidad por matrices orgánicas del suelo o sedimentos. Los HAP de bajo peso molecular, como el naftaleno, el antraceno y el fenantreno, compuestos por dos o tres anillos aromáticos, presentan mayor solubilidad relativa y movilidad ambiental, lo que facilita su contacto con los microorganismos y su incorporación a las rutas metabólicas microbianas, razón por la cual son generalmente degradados con mayor rapidez tanto en sistemas naturales como en procesos de biorremediación controlados [36], [41].

En contraste, los HAP de elevado peso molecular, como el fluoranteno y el benzo[*a*]pireno, caracterizados por cuatro o más anillos fusionados, exhiben una marcada hidrofobicidad, baja solubilidad y fuerte adsorción a partículas sólidas, lo que reduce significativamente su biodisponibilidad. Estas características incrementan su persistencia ambiental y dificultan su acceso a las enzimas degradativas, lo que resulta en velocidades de biodegradación

más bajas y, en muchos casos, en una degradación incompleta o restringida a metabolitos intermedios. Además, la mayor estabilidad de estos HAP exige sistemas enzimáticos especializados, como dioxigenasas y enzimas intracelulares asociadas a consorcios microbianos adaptados, lo que limita el número de microorganismos capaces de utilizarlos eficientemente como fuente de carbono o energía [16], [36], [41].

La concentración del contaminante actúa como un factor modulador adicional. A concentraciones bajas o moderadas, los HAP pueden inducir la expresión de genes catabólicos y favorecer procesos de cometabolismo, especialmente en sistemas microbianos complejos. Sin embargo, a concentraciones elevadas, particularmente de HAP de elevado peso molecular, se han reportado efectos tóxicos sobre las comunidades microbianas, entre los cuales se incluyen alteraciones de la membrana celular, inhibición enzimática y reducción de la diversidad funcional, lo que se refleja en una disminución de las tasas de biodegradación. Este efecto es especialmente relevante en suelos o sedimentos históricamente contaminados, donde la recalcitrancia del contaminante incrementa aún más su secuestro en la matriz sólida [1], [42].

Estudios recientes señalan que la eficiencia de la biodegradación no depende únicamente de la naturaleza individual de los HAP, sino también de su presencia en mezclas complejas, en las cuales pueden ocurrir fenómenos de inhibición competitiva o, por el contrario, sinergias metabólicas dentro de consorcios microbianos. En este contexto, se ha evidenciado que la optimización de la biodisponibilidad, mediante adición o producción de biosurfactantes, estimulación microbiana o uso de consorcios especializados, resulta crucial para mejorar la degradación de HAP recalcitrantes [16], [42].

En conjunto, estos aspectos confirman que la relación entre la estructura química, la concentración y la biodisponibilidad de los HAP es un eje central para comprender y predecir la eficiencia de la biodegradación microbiana, así como para el diseño racional de estrategias de biorremediación orientadas a escenarios ambientales reales.

H. Aplicaciones ecosistémicas

La literatura reporta diferentes eficiencias en la biorremediación microbiana de HAP en distintos ecosistemas. La Tabla II presenta un resumen de la eficiencia en la biodegradación de HAP en ecosistemas contaminados.

Tabla II
Eficiencia en la degradación microbiana de hidrocarburos aromáticos policíclicos en diversos ecosistemas contaminados

Ecosistema	Bacterias clave	Hidrocarburos degradados	Eficiencia	Referencias
Suelos terrestres	*Pseudomonas resinovorans*, *Bacillus subtilis*, *Plantibacter auratus*, *Alcaligenes* sp.	Alifáticos, HAP, diésel, queroseno, Jet A-1	58.6 % - 86 % (21 días) hasta 59.68 %	[10], [17], [30]
Ambientes marinos	*Alcanivorax*, *Marinobacter*, *Cycloclasticus*, *Pseudomonas sihuiensis*, *Halomonas* spp.	Diésel, antraceno, hidrocarburos aromáticos	46 % - 92.1 %	[5], [8]
Manglares	*Pseudomonas aeruginosa*, *Bacillus* sp., *Sphingomonas*, *Rhodococcus*, *Paracoccus*	HAP (diésel), compuestos policíclicos	> 90 %	[7], [43]
Sedimentos árticos	*Pseudomonas* spp.	Crudo (bajas temperaturas)	28.3 %	[18]
Zonas intermareales	Consorcios bacterianos inmovilizados	Crudo pesado, HAP	> 80 %, hasta 52.9 %	[44]
Sistemas artificiales	*Marinobacter salinus*, *Rhodococcus cerastii*, *Dehalococcoides mccartyi*	BPC, HAP	–	[23]

Suelos contaminados

Los suelos contaminados por hidrocarburos derivados del petróleo constituyen uno de los escenarios más complejos para la biorremediación microbiana, debido a la heterogeneidad física del suelo y a la coexistencia de mezclas hidrocarbonadas presentes. Tras la liberación de estos contaminantes, los hidrocarburos experimentan procesos que incluyen la volatilización de fracciones

ligeras, disolución selectiva y sorción sobre la materia orgánica del suelo, lo que puede reducir la biodisponibilidad de los HAP e intensificar la persistencia de fracciones envejecidas, especialmente aquellas de mayor peso molecular [6], [35].

En este contexto, la atenuación natural microbiana constituye el proceso biológico base para la remoción de hidrocarburos en suelos contaminados, sustentada en la capacidad de las comunidades microbianas nativas para adaptarse y metabolizar estos compuestos sin la necesidad de incorporar microorganismos alóctonos. Este proceso ha servido como fundamento para el desarrollo de estrategias de biorremediación asistida, como la bioestimulación y la bioaumentación, orientadas a superar limitaciones edáficas, como la baja disponibilidad de nutrientes y oxígeno [1], [6].

Por otro lado, la eficiencia de la biodegradación microbiana en suelos depende de una interacción estrecha entre: 1) la composición del contaminante, de forma independiente o en mezclas; 2) la estructura y dinámica de las comunidades microbianas, y 3) el estado de variables edáficas como pH, humedad, aireación y nutrientes (o el microambiente edáfico), el cual se establece como un componente operacional clave de cualquier estrategia ecosistémica de remediación. Diversos estudios han demostrado que la contaminación por hidrocarburos puede provocar, inicialmente, una reducción en la diversidad microbiana debido a la toxicidad de los compuestos, seguida por un enriquecimiento selectivo de microorganismos tolerantes y degradadores, conforme disminuye la toxicidad global del sistema [4], [6].

La evidencia reciente coincide en que la remoción eficiente de mezclas complejas de hidrocarburos difícilmente puede lograrse mediante cultivos puros. Los consorcios microbianos presentan un desempeño superior debido a la complementariedad metabólica, la redundancia funcional y la cooperación entre rutas catabólicas, que permiten la degradación simultánea o secuencial de fracciones con diferente grado de recalcitrancia [4].

Estudios en suelos impactados por petróleo han demostrado que bacterias aisladas individualmente pueden degradar fracciones específicas de HAP; sin embargo, su combinación en consorcios de géneros como *Pseudomonas*, *Bacillus* y *Arthrobacter* amplía el espectro de compuestos degradados y mejora la estabilidad del proceso en condiciones ambientales variables [10], [35].

En suelos, la biodegradación de HAP está fuertemente condicionada por la biodisponibilidad del contaminante. Los compuestos de bajo peso molecular, como el naftaleno, presentan mayor solubilidad y accesibilidad microbiana, mientras que los HAP de elevado peso molecular suelen presentar restricciones físicas y energéticas para su degradación [46]. En condiciones aeróbicas, la activación inicial de estos compuestos depende de la acción de monooxigenasas y dioxigenasas, por lo que la disponibilidad de oxígeno es un factor determinante en la eficiencia del proceso [1], [3].

El análisis de rutas catabólicas para HAP simples, como el naftaleno, verifica una marcada divergencia metabólica entre distintos grupos bacterianos. En bacterias gramnegativas, particularmente del género *Pseudomonas*, el salicilato ha sido descrito históricamente como intermediario central en la degradación aeróbica del naftaleno. No obstante, estudios recientes demuestran que muchas bacterias grampositivas, especialmente actinobacterias como *Rhodococcus*, no utilizan esta vía y degradan el naftaleno principalmente a través de intermediarios alternativos como ftalato, protocatecuato y derivados cinámicos [47].

Esta diversidad metabólica refleja una elevada plasticidad genética y funcional y tiene implicaciones directas en el diseño de estrategias de biorremediación, ya que la selección de consorcios debe considerar la composición taxonómica y las rutas predominantes en el ambiente contaminado, más que depender de un metabolismo único o universal [4], [47], lo que refuerza la idea de que la biodegradación en suelos es un fenómeno ecológico y comunitario.

Ambientes marinos y costeros

En los ambientes marinos y costeros, la biorremediación de HAP enfrenta desafíos particulares asociados a la salinidad, la dinámica hidrológica, la baja biodisponibilidad de los contaminantes y la variabilidad en la disponibilidad de nutrientes, factores que influyen directamente en la estructura y funcionalidad de las comunidades microbianas degradadoras [5]. En estos ecosistemas, los HAP suelen persistir tanto en la columna de agua como en los sedimentos, donde su recalcitrancia y toxicidad representan un riesgo ambiental sostenido.

En este contexto, la utilización de microorganismos autóctonos ha emergido como una estrategia capital para la biorremediación marina, dado que estas comunidades se encuentran adaptadas a las condiciones fisicoquímicas del ambiente y a la exposición crónica a hidrocarburos. En un estudio representativo de este enfoque [8], se aislaron y caracterizaron microorganismos nativos de un ecosistema marino costero con historial de contaminación petrolera crónica en Brasil. Los autores demostraron que cepas autóctonas, identificadas como *Bacillus methylotrophicus* y *Pseudomonas sihuiensis*, fueron capaces de degradar de manera eficiente HAP directamente en agua de mar, sin necesidad de modificar las condiciones naturales de salinidad ni de pH. Los resultados muestran que estos microorganismos presentaron una mayor eficiencia de degradación de HAP de tres anillos, entre ellos antraceno, fenantreno y pireno. Un aspecto central del estudio fue la producción de biosurfactantes por las cepas autóctonas durante el proceso de biodegradación. *Bacillus methylotrophicus* produjo lipopéptidos tipo surfactina e iturina, mientras que *Pseudomonas sihuiensis* produjo ramnolípidos, compuestos que reducen la tensión superficial y tienen actividad emulsificante, lo que favorece la interacción bacteria-contaminante y respalda su aplicabilidad en derrames marinos.

Desde una perspectiva ecosistémica, estos hallazgos refuerzan la teoría de que la biorremediación en ambientes marinos y costeros puede basarse en el uso eficiente de la microbiota nativa, sin necesidad de introducir cepas exógenas. La capacidad de los microorganismos autóctonos para mantener su viabilidad y producir metabolitos funcionales en condiciones marinas reales destaca su relevancia en estrategias de atenuación natural y bioestimulación en escenarios de contaminación por hidrocarburos, pues fortalecen la resiliencia del ecosistema y reducen los riesgos asociados a la introducción de microorganismos alóctonos.

En la misma línea, descuella la investigación desarrollada por Acosta-Diaz *et al.* [17], quienes analizaron un grupo de bacterias extraídas de sedimentos de la costa cubana, compuesto por cepas autóctonas adaptadas a ambientes marinos afectados por la contaminación. La investigación reveló que el grupo de bacterias pudo descomponer de manera eficaz tanto las fracciones alifáticas como las aromáticas del petróleo, con tasas de eliminación que superaron el 60 % en condiciones controladas en laboratorio. Asimismo, se detectó una producción considerable de biosurfactantes, lo que señala un mecanismo sinérgico propicio para la disponibilidad de los compuestos. Estos hallazgos soportan el uso de microbiota autóctona como una estrategia ecológica y efectiva para la recuperación de ecosistemas costeros contaminados por hidrocarburos.

En ambientes costeros fríos, también se ha mostrado que la composición y el potencial funcional de las comunidades microbianas influyen en la viabilidad de estrategias biológicas. Semenova *et al.* [18] caracterizaron comunidades de agua de mar y suelos litorales en el Ártico y reportaron predominio bacteriano, junto con la predicción de funciones asociadas a degradación de compuestos como ácidos grasos, alcanos y aromáticos, entre ellos benzoato y tereftalato, además del aislamiento de cepas capaces de utilizar petróleo, diésel o aceites en condiciones de agua de mar, lo que sustenta el potencial de estos microorganismos en la bioaumentación en entornos polares contaminados por hidrocarburos.

Por otro lado, Meng y Li [48] aportan evidencia directa de que las SPE desempeñan un rol central en la degradación de diésel en agua de mar mediante dos vías complementarias: 1) promoción de la degradación de fracciones de hidrocarburos menos biodisponibles (en particular C16-C24), y 2) estimulación funcional del potencial degradador. En microcosmos con agua marina de diferentes sitios, documentaron que las SPE se asocian con una mayor degradación de estas fracciones; además, reportaron incrementos en genes funcionales vinculados a la degradación de estos compuestos y una correlación positiva entre las SPE y la actividad de enzimas como alcano-hidroxilasa y alcohol-deshidrogenasa. En ensayos con bacterias cultivables, la adición de

SPE coincidió con una mayor biomasa, más producción de biosurfactantes, capacidad de emulsificación y expresión de genes (PAH-RHDα) y citocromo P450, lo que confirma el hecho de que los biofilms actúan como una plataforma que mejora la biodisponibilidad de estos contaminantes, protege la microbiota y potencia la degradación.

Según [2], la entrada de agua salina y la escasa actividad microbiana natural disminuyen de manera considerable la descomposición de contaminantes en estos ambientes. Para ello se han sugerido enfoques integrales cuyo objetivo es superar los obstáculos propios de las condiciones costeras, al combinar métodos como la oxidación química avanzada, la bioestimulación y la incorporación de materiales adicionales (biochar y burbujas de nanomateriales). La oxidación química avanzada descompone los HAP en sustancias menos perjudiciales, la bioestimulación potencia los microorganismos tolerantes al sodio y el uso de biochar y nanoburbujas facilita la retención de contaminantes y la oxigenación del suelo. Este enfoque colaborativo no solo contrarresta las restricciones naturales de estos ecosistemas, sino que además incrementa la efectividad del proceso de remediación [27].

Manglares y zonas intermareales

Los manglares son ecosistemas costeros de alta complejidad fisicoquímica donde múltiples factores abióticos modulan simultáneamente la actividad degradadora microbiana. Robin y Marchand [43] documentan que la dinámica de los HAP en sedimentos de manglar depende de variables como la salinidad, la dinámica de los sedimentos, la densidad del dosel vegetal y la disponibilidad de oxígeno y que la degradación microbiana es el principal proceso de eliminación de estos contaminantes. En particular, se ha observado una relación positiva entre los niveles de salinidad y las concentraciones totales de HAP en sedimentos, lo que se explica por la reducción de la actividad microbiana bajo condiciones de alta salinidad, que resulta en menores tasas de biodegradación [43]. En este sentido, Filgueiras de Almeida *et al.* [39] precisan que en manglares el O_2 es el aceptor de electrones más eficiente, pero queda restringido a los primeros 2 cm - 3 cm del sedimento, mientras que el sulfato es el más abundante en zonas profundas, donde las concentraciones de oxígeno son bajas y, en consecuencia, puede reducirse la eficiencia de la degradación. Microorganismos como *Halomonas*, *Alcanivorax* y géneros halotolerantes como *Bacillus flexus* y *B. pumilus* han mostrado capacidad degradadora de HAP bajo estas condiciones [39].

A escala comunitaria, Liang *et al.* [9] reportan que la diversidad y abundancia de genes PAH-RHDα en sedimentos de manglar presentan correlaciones positivas significativas con el nitrógeno total ($p < 0.01$), con el carbono

orgánico total y con la relación C/N, hecho mediante el cual corroboran que las condiciones nutricionales del ecosistema determinan el desarrollo de las poblaciones bacterianas degradadoras.

A pesar de estas restricciones ambientales, las bacterias promotoras del crecimiento vegetal han exhibido la capacidad de superar parcialmente estas limitaciones en la rizosfera de manglares. Sampaio *et al.* [7] evaluaron el efecto combinado de *Pseudomonas aeruginosa* y *Bacillus* sp. en la rizosfera de *Rhizophora mangle L.* en sedimentos contaminados con diésel y calcularon eficiencias de remoción individuales de HAP para naftaleno (80 %), acenafteno y benzo[*a*] antraceno (> 60 %), antraceno y benzo[*a*]pireno (> 50 %) y dibenzo[*a*,*h*] antraceno (> 90 %), lo que permitió evidenciar la sinergia funcional entre planta y microorganismos en la biorremediación de sedimentos de manglar contaminados, así como la estimulación del desarrollo de los propágulos en un 55 % bajo estas condiciones y la formación de biopelículas en las raíces en contacto con el diésel.

En los ambientes intermareales, la biorremediación de hidrocarburos enfrenta limitaciones adicionales asociadas con la acción de las mareas, la resuspensión de sedimentos y el lavado constante de biomasa microbiana, lo que reduce la persistencia de inoculantes y la eficiencia de los procesos biológicos. En este contexto, Dai *et al.* [44] analizaron en piscinas de simulación intermareal un consorcio bacteriano inmovilizado para remediar sedimentos contaminados con crudo pesado e hicieron un seguimiento de la degradación por cromatografía de gases acoplada a masas. Tras 100 días de ensayo, la degradación del crudo pesado alcanzó el 52.99 %, superando así la bioestimulación y la atenuación natural. Además, se reportaron altas eficiencias de biodegradación para HAP de 2 a 5 anillos (≈ 59 % - 98 %). El análisis de comunidad microbiana resaltó la participación destacada de *Acinetobacter* y *Bacillus*. Finalmente, este estudio permitió concluir que la inmovilización mejora la resistencia del consorcio a condiciones adversas intermareales, favorece su competitividad y promueve la biodegradación en sedimentos.

Ambientes extremos

En los ambientes extremos, la biorremediación de HAP está fuertemente condicionada por factores fisicoquímicos como bajas temperaturas, elevada salinidad, anoxia y limitaciones en la disponibilidad de aceptores de electrones, que restringen la actividad de microorganismos mesófilos convencionales. Es así como los microorganismos extremófilos, incluyendo psicrófilos, halófilos y otros grupos adaptados a condiciones extremas, han sido identificados como actores clave debido a sus adaptaciones fisiológicas, estabilidad enzimática y versatilidad metabólica. Rajkumari *et al.* [11] destacan que estos

microorganismos poseen rutas metabólicas especializadas que les permiten transformar hidrocarburos, incluidos compuestos aromáticos persistentes en entornos caracterizados por estrés térmico, osmótico o químico, lo que sustenta su potencial en el diseño de estrategias de biorremediación en este tipo de ecosistemas.

Desde una perspectiva empírica y ecosistémica, los sedimentos y cuerpos de agua en regiones frías constituyen ejemplos representativos de estos escenarios. En sedimentos lacustres del lago Taihu, sometidos a gradientes tróficos y condiciones redox contrastantes, Yan *et al.* [45] demostraron que los microorganismos autóctonos presentan una capacidad diferenciada de biodegradación de HAP, con eficiencias elevadas bajo condiciones aerobias para compuestos de menor peso molecular, como fenantreno (76 % - 94 %) y pireno (55 % - 88 %), y valores considerablemente menores para HAP de mayor recalcitrancia, como benzo[*a*]pireno (0 % - 21 %). Los autores también resaltan que, aunque más lenta, la biodegradación anaerobia es un proceso relevante de atenuación natural en sedimentos anóxicos, especialmente en presencia de aceptores de electrones alternativos como nitrato, sulfato o hierro férrico.

En este contexto, Al Farraj *et al.* [49] evaluaron la biodegradación de HAP en condiciones extremas de baja temperatura mediante una bacteria psicrófila aislada de agua marina. El estudio se realizó a escala de laboratorio en sistemas *batch*, empleando medio mineral salino y temperaturas representativas de ambientes marinos fríos. La cepa *Sphingomonas* sp. KSU05 demostró alta tolerancia al contaminante, con crecimiento sostenido en presencia de hasta 500 mg/L de antraceno. En condiciones no optimizadas, la cepa alcanzó una remoción máxima del 70.5 % de antraceno (50 mg/L) en 96 h. Mediante la optimización de factores abióticos (pH 7.0; Tween-80 0.3 mM; glucosa 5.5 %), la eficiencia de biodegradación incrementó hasta el 90 % aproximadamente. El análisis por GC-MS confirmó la transformación del antraceno en metabolitos de menor peso molecular, como naftaleno, ácido ftálico y ácido bencenoacético, lo que permitió constatar una degradación efectiva de HAP en condiciones ambientales extremas.

De forma complementaria, en ambientes marinos y polares, la evidencia ecológica refuerza el importante papel de comunidades microbianas adaptadas a bajas temperaturas. Semenova *et al.* [18] demostraron que las aguas marinas y los suelos litorales del Ártico albergan comunidades bacterianas con potencial funcional para la degradación de hidrocarburos, incluso bajo condiciones de frío extremo. A partir de análisis de secuenciación del gen del ARNr 16S y predicción funcional, identificaron rutas metabólicas asociadas a la degradación de compuestos alifáticos y aromáticos, así como cepas psicrófilas y psicrotolerantes capaces de utilizar petróleo crudo y diésel como fuente de carbono.

Finalmente, en ambientes hipersalinos, la evidencia indica que la elevada salinidad no constituye necesariamente una barrera para la biorremediación, sino un filtro ecológico selectivo. En [31] y [40] se documentó que bacterias halófilas y halotolerantes de los géneros *Halomonas*, *Marinobacter*, *Alcanivorax* y *Ochrobactrum* pueden ejercer un rol activo en la degradación de HAP de bajo y elevado peso molecular en concentraciones elevadas de NaCl. Jimoh *et al.* [40] destacan, además, que mecanismos como la formación de consorcios microbianos, la producción de biosurfactantes, la inmovilización celular y el desarrollo de biofilms incrementan la biodisponibilidad y transformación de hidrocarburos aromáticos en estos sistemas.

En conjunto, estos estudios consolidan los ambientes extremos no como sistemas biológicamente limitados, sino como nichos funcionalmente activos para la biorremediación de HAP, siempre que las estrategias de intervención estén alineadas con las condiciones ecológicas y metabólicas propias de cada matriz ambiental.

I. Estrategias de biorremediación para la degradación o remoción de hidrocarburos aromáticos policíclicos

La biorremediación se ha consolidado como una estrategia sostenible para la recuperación de ambientes contaminados por hidrocarburos al aprovechar la capacidad metabólica de los microorganismos. Como se señala en [50], la efectividad del tratamiento biológico depende de factores como la composición del contaminante, la disponibilidad de nutrientes, el pH, la humedad y el oxígeno. Esta dependencia de condiciones ambientales explica por qué las estrategias deben adaptarse al ecosistema contaminado. Kebede *et al.* [1] documentaron que la biodegradación de hidrocarburos en suelo es más eficiente cuando existe la proporción adecuada de nutrientes (C/N/P de 100:20:1), lo que llama la atención sobre la importancia de la bioestimulación como punto de partida.

La selección del método de biorremediación está condicionada, además, por el tipo de técnica empleada, dado que cada una presenta particularidades en eficacia, viabilidad y requerimientos técnicos. Las estrategias basadas en bacterias individuales, consorcios microbianos y combinaciones con agentes físicos o químicos han sido comparadas en múltiples estudios [3]-[5] y han permitido verificar que no existe una solución universal, pues las ventajas en entornos controlados frecuentemente no se replican en campo debido a la competencia con la microbiota autóctona, la baja biodisponibilidad de los contaminantes o la necesidad de formulaciones microbianas específicas.

Dai *et al.* [2] destacan que la combinación de bioestimulación con biochar y sistemas de micro-nanoburbujas incrementa la sorción de contaminantes y la oxigenación en terrenos costeros salinos, por lo que constituye una estrategia sólida para superar las limitaciones de estos ecosistemas.

Para contaminantes complejos, como los HAP de elevado peso molecular, los consorcios microbianos diseñados se posicionan actualmente como una solución innovadora, debido a que estos sistemas de comunidades mixtas optimizan el flujo metabólico, lo que permite alcanzar eficiencias superiores a las de los cultivos puros en la degradación de HAP recalcitrantes [22]. Esto ha sido probado por Książek-Trela *et al.* [21], quienes reportaron que formulaciones con ocho especies de *Bacillus* degradaron el 95.5 % del fluoreno en 35 días. No obstante, persisten retos significativos para su aplicación en campo, entre ellos la inestabilidad de las proporciones del consorcio respecto a la microbiota autóctona, la baja biodisponibilidad de los HAP de elevado peso molecular por adsorción en materia orgánica y la dificultad de mantener condiciones redox favorables *in situ* [22], [51].

En cuanto a las condiciones físicas y químicas, Robin y Marchand [43] advierten que una salinidad elevada reduce la actividad microbiana, lo que implica menores tasas de degradación de HAP; mientras que, a altas temperaturas, la solubilidad, la difusión y las tasas de biodisponibilidad aumentan y potencian los procesos de degradación. Sin embargo, el aumento de la temperatura también disminuye la solubilidad del oxígeno y la actividad metabólica de los microorganismos aerobios [38]. Estas limitaciones justifican el uso complementario de tecnologías emergentes, como la inmovilización bacteriana en matrices biopoliméricas, que Mehrotra *et al.* [51] describen como una alternativa óptima para la estabilidad, reutilización y resistencia de los microorganismos degradadores en condiciones adversas, con especial potencial en entornos de alta salinidad o pH extremo.

La Tabla III resume algunos métodos convencionales de biorremediación para la degradación de HAP.

Tabla III
Métodos convencionales de biorremediación reportados para la degradación de hidrocarburos aromáticos policíclicos

Método	Microorganismos clave	Ventajas	Limitaciones	Referencias
Biorremediación *in situ*	Consorcios de *Pseudomonas* y *Bacillus*	Bajo costo, mínima perturbación del sitio	Lento en condiciones extremas (salinidad, frío). Requiere bioestimulación (nutrientes C:N:P 100:10:1)	[1], [2]
Biorremediación *ex situ*	*Alcanivorax* y *Rhodococcus* en biorreactores	Mayor control de condiciones (pH, T°, oxígeno)	Altos costos logísticos y riesgo de contaminación secundaria	[21], [30], [50]
Biopilas	Mezclas de bacterias hidrocarbonoclastas	Eficaz para grandes volúmenes de suelo	Requiere monitoreo de lixiviados y mezcla con nutrientes/ surfactantes	[4], [30], [50]
Biorreactores	Consorcios diseñados (*Pseudomonas* + *Rhodococcus*) *Comamonas* *Pseudomonas* *Mycobacterium*	Alta eficiencia (95.5 % de degradación de fluoreno, 92.4 % de degradación de fenantreno)	Escalado complejo y costos operativos elevados	[17], [21], [50], [52]
Bioventeo	*Rhodococcus* *Mycobacterium*	Minimiza excavación; ideal para contaminantes volátiles (BTEX)	Inefectivo en suelos compactos o saturados	[1], [4], [50]

Método	Microorganismos clave	Ventajas	Limitaciones	Referencias
Bioaumentación	*Alcanivorax* (derrames marinos) *Dietzia maris*	Rápida adaptación a contaminantes complejos	Riesgo de competencia con microbiota nativa	[22], [28] [44]
Bioestimulación	Comunidades autóctonas. *Pseudomonas* (adición de ramnolípidos)	Potencia microbiota nativa; aplicable a manglares y suelos	Posible eutrofización en ambientes acuáticos	[1], [43], [50], [53]
Fitorremediación	*Rhizophora mangle* + rizobacterias (*Pseudomonas*)	Sostenible; sinergia planta-microbio (> 90 % de degradación de HAP en manglares)	Limitado por toxicidad del contaminante y velocidad del proceso	[7], [42]

pH = potencial de hidrógeno, T° = temperatura, BTEX = benceno, tolueno, etilbenceno y xileno.

J. Tecnologías emergentes y estrategias avanzadas

La biorremediación es una estrategia no invasiva, sostenible, económicamente viable y respetuosa con el medioambiente. La remediación efectiva de ambientes contaminados por hidrocarburos requiere una comprensión integral de las estrategias disponibles y su aplicación contextual. La biorremediación avanzada ha evolucionado más allá del uso de microorganismos aislados hacia enfoques multidimensionales que combinan biología sintética, enzimología aplicada y consorcios mixtos bacteriano-fúngicos [54]. Ossai *et al.* [50] documentan que la efectividad del tratamiento biológico depende de factores intrínsecos, como la estructura del contaminante, y extrínsecos, como la disponibilidad de nutrientes, el pH, la humedad y el oxígeno. La complejidad estructural y la persistencia ambiental de los HAP, especialmente los de elevado peso molecular, han suscitado el desarrollo de estrategias emergentes más avanzadas que la biorremediación convencional basada en microorganismos libres. En este contexto, los progresos recientes se plantean como alternativas de alto potencial para ambientes complejos, que integran consorcios microbianos, formulaciones comerciales, inmovilización celular, nanobiorremediación y

sistemas bioelectroquímicos con el objetivo de superar las limitaciones de baja biodisponibilidad, toxicidad y condiciones ambientales adversas reportadas en suelos y sedimentos contaminados [2], [3], [42], [50].

En cuanto a formulaciones microbianas aplicadas, Książek-Trela *et al.* [21] evaluaron la eficacia de seis formulaciones comerciales de microorganismos efectivos para degradar una mezcla de 13 HAP en suelos contaminados. La formulación, compuesta por ocho cepas de *Bacillus*, incluyendo *B. coagulans*, *B. licheniformis* y *B. megaterium*, alcanzó una degradación del 95.5 % de fluoreno y reducciones de antraceno superiores al 95 % en 35 días, por lo que superó significativamente los controles, lo que confirma el potencial de estas formulaciones como herramientas aplicables en suelos contaminados. El mismo estudio documentó otro tipo de formulaciones que combinaban levaduras (*Saccharomyces cerevisiae*, *Yarrowia lipolytica* y *Debaryomyces hansenii*) y levaduras con bacterias del género *Bacillus*. Los resultados muestran que las formulaciones que contienen *S. cerevisiae* intensifican la degradación de HAP de manera más eficiente que aquellas basadas únicamente en *Y. lipolytica* o en la mezcla *D. hansenii* - *Bacillus*; sin embargo, el comportamiento depende del compuesto. Para HAP de bajo peso molecular, como fluoreno y fenantreno, las formulaciones con levaduras no superaron el control de forma consistente, mientras que, para HAP de elevado peso molecular, como benzo[*a*]pireno e indeno[1,2,3-*cd*]pireno, las formulaciones con levaduras, particularmente *Y. lipolytica*, mostraron mejoras significativas respecto al control, lo que pone en evidencia su rol potencial en la transformación de compuestos más recalcitrantes [21]. Los autores asocian estas diferencias a cambios en el pH, el potencial de óxido-reducción y la actividad de deshidrogenasas y observan que condiciones ácidas reducen la eficiencia de degradación, especialmente en tratamientos dominados por levaduras. Este hallazgo resalta la necesidad de ajustes ambientales cuando se plantean formulaciones con microorganismos eucariotas.

Paralelamente, el uso de enzimas bacterianas libres ha emergido como una herramienta directa para degradar compuestos persistentes sin necesidad de células vivas. Davletgildeeva y Kuznetsov [16] documentaron que en la degradación aerobia de HAP participan principalmente dioxigenasas de hidroxilación del anillo aromático (PAH-RHD) como etapa inicial de la reacción, seguidas de dioxigenasas de escisión del catecol (catecol 1,2-dioxigenasa y catecol 2,3-dioxigenasa) en etapas intermedias, configurando una cascada enzimática que puede transformar incluso compuestos de elevado peso molecular, como el benzo[*a*]pireno, en condiciones controladas. Este enfoque abre la posibilidad de tratamientos enzimáticos dirigidos que superen las limitaciones de la baja biodisponibilidad de los HAP.

Por su parte, los HAP de bajo peso molecular, como el naftaleno y el fluoreno, son altamente biodegradables en condiciones favorables y su remoción constituye una fase inicial estratégica para acelerar procesos más complejos. Su mayor solubilidad relativa facilita una respuesta más rápida a la bioestimulación en suelos contaminados [41], lo que los convierte en objetivos prioritarios en estrategias de remediación secuencial.

La innovadora incorporación de hongos en consorcios microbianos artificiales ha mostrado un potencial sinérgico en ambientes multicontaminados. La integración de hongos y levaduras en consorcios artificiales ha presentado una alta eficacia en la degradación de HAP, debido a su capacidad para la producción de enzimas extracelulares oxidativas (lacasas, peroxidasas y dioxigenasas) y a su tolerancia a amplios rangos de pH y temperatura. Revisiones recientes destacan que los consorcios fúngico-bacterianos superan sistemáticamente a los cultivos puros y que la inmovilización incrementa su estabilidad y eficiencia. Estos enfoques consolidan la tendencia al uso de sistemas multicomponente y ecocompatibles, alineados con estrategias de remediación sostenible [3], [53].

Efremenko *et al.* [55] registraron el estado del arte sobre consorcios artificiales con hongos y destacaron su aplicación no solo para HAP, sino también para la remoción de metales pesados, colorantes, microplásticos, pesticidas y agentes farmacéuticos, tanto en suelo como en agua. Especies ligninolíticas como *Phanerochaete chrysosporium* participan en estos consorcios degradando compuestos recalcitrantes mediante la producción de enzimas extracelulares, con lo que ofrecen una vía estratégica para ambientes con contaminación múltiple.

Las investigaciones citadas apuntan a que el uso de formulaciones microbianas seguras, eficaces y accesibles representa una alternativa viable para la biorremediación de suelos agrícolas contaminados con hidrocarburos aromáticos.

En cuanto a la inmovilización celular, se consolida como una estrategia clave en ambientes dinámicos, en los cuales la variabilidad de las densidades microbianas y el estrés ambiental limitan la biorremediación tradicional. En zonas intermareales, Dai *et al.* [44] documentaron que un consorcio bacteriano inmovilizado en zeolita modificada alcanzó una eficiencia de degradación para los HAP de 2 a 5 anillos de entre 58.93 % y 97.97 %, con lo que superó significativamente la bioestimulación y la atenuación natural. El estudio subraya el papel de géneros como *Acinetobacter* y *Bacillus*, tanto por su capacidad metabólica como por su resistencia a condiciones ambientales adversas. En otro estudio, El-Sheshtawy *et al.* [56] desarrollaron una estrategia de biorremediación a escala de microcosmos mediante el empleo de un

consorcio bacteriano inmovilizado sobre un nanocompuesto de goetita-quitosano, conformado por *Flavobacterium johnsoniae* BS1 y *Shewanella baltica* BS2. Los experimentos se realizaron en medio mineral salino suplementado con 2 % v/v de crudo, incubando la mezcla a 30 °C y 150 rpm durante 72 h. Los resultados indican que la inmovilización mejoró significativamente la biodegradación en comparación con células libres, lo que permitió alcanzar una eficiencia global de 93.32 % de remoción de hidrocarburos totales en solo 3 días. Mediante cromatografía líquida de alta resolución, se evidenció la biodegradación de 16 HAP, con particular eficiencia para aquellos de elevado peso molecular (5 y 6 anillos) en los sistemas inmovilizados. Estos hallazgos confirman que la inmovilización sobre soportes nanoestructurados no solo incrementa la estabilidad microbiana, sino que potencia la remoción de fracciones aromáticas altamente recalcitrantes, fundamental para aplicaciones en suelos contaminados por petróleo.

En este sentido, revisiones recientes confirman que la inmovilización mejora la estabilidad y la persistencia del consorcio, reduce la toxicidad local y favorece la transferencia de masa y la actividad metabólica prolongada [2], [51], [52].

Por otra parte, la nanobiorremediación se consolida como un enfoque híbrido que combina microorganismos con nanomateriales (nanopartículas metálicas, biochar y nanocompuestos), lo que mejora la biodisponibilidad y acelera la degradación de HAP. Investigaciones recientes destacan que los nanomateriales pueden actuar como adsorbentes de HAP, reducir la toxicidad local, facilitar la transferencia electrónica y estimular la actividad microbiana y enzimática, si bien se enfatiza que su desempeño depende de factores como el tamaño de partícula, la composición, la estabilidad y las condiciones del suelo, por lo que resulta indispensable evaluar los riesgos ecotoxicológicos antes de su aplicación a gran escala [2], [42], [50].

Finalmente, los sistemas bioelectroquímicos constituyen una de las estrategias más innovadoras para la remediación de suelos y sedimentos contaminados con hidrocarburos. En estos sistemas, los electrodos actúan como donadores o aceptores de electrones, lo que propicia rutas metabólicas microbianas que no dependen únicamente del oxígeno. La evidencia indica que estos sistemas mejoran la degradación de HAP poco biodisponibles, reducen el tiempo de tratamiento y permiten la integración con bioestimulación y bioaumentación. No obstante, los estudios disponibles apuntan a que estos sistemas aún enfrentan limitaciones técnicas relacionadas con costos, diseño de electrodos y escalamiento, lo que los sitúa en fases piloto o de investigación avanzada [42], [50], [51].

Frente a la problemática de la contaminación crónica, Daâssi y Qabil Almaghribi [57] sostienen que la acumulación persistente de hidrocarburos en suelo modifica la estructura de la comunidad microbiana y reduce la

capacidad de autorregeneración del suelo. En este contexto, los enfoques emergentes, como la aplicación de enzimas libres, la micorremediación y la bioaumentación dirigida, se consolidan como estrategias restaurativas complementarias que permiten superar las limitaciones de las comunidades microbianas nativas. La Tabla IV ilustra algunas de las tecnologías emergentes descritas en la literatura revisada.

Tabla IV
Tecnologías emergentes para la biorremediación de hidrocarburos

Tecnología	Descripción	Ventajas	Limitaciones	Referencias
Nanobiorremediación	Uso de nanopartículas combinadas con microorganismos	Alta reactividad, menor tiempo de tratamiento	Costo, posibles riesgos ecológicos	[38], [50]
Sistemas bioelectroquímicos	Aprovechamiento de electrones generados por microbios para degradar contaminantes	Eficiencia en ambientes pobres en oxígeno	Tecnología aún en etapa experimental	[50]
Inmovilización bacteriana	Células fijadas en matrices como alginato, celulosa o carbón activado	Mayor estabilidad y reusabilidad, reporta altas eficiencias de remoción	Costo de soporte y escalabilidad	[51], [52]
Micorremediación	Uso de hongos para degradar hidrocarburos, especialmente HAP.	Producción de enzimas lignino-líticas, alta tolerancia ambiental y producción de biosurfactantes	Limitada a ciertas condiciones de humedad	[35], [50], [58]
Vermirremediación	Uso de lombrices para mezclar y airear suelos contaminados	Mejor oxigenación y dispersión microbiana	No aplicable en suelos altamente tóxicos	[50]
SPE y biofilms microbianos	Secreción de sustancias poliméricas que mejoran la adhesión y la biodisponibilidad	Facilitan la absorción de HAP y la formación de consorcios	Requieren condiciones específicas para activarse	[24], [48]

IV. Conclusiones y perspectivas futuras

La presente revisión narrativa pone de manifiesto que la biorremediación microbiana de HAP es una estrategia eficiente, adaptable y sustentable para combatir la contaminación ambiental por compuestos recalcitrantes. El análisis de la literatura científica publicada entre enero de 2019 y septiembre de 2024 demuestra que el éxito de la biorremediación depende de una interacción compleja entre factores bióticos, abióticos y tecnológicos, donde los consorcios microbianos, los biosurfactantes, las condiciones ambientales y el diseño racional de sistemas artificiales desempeñan un rol determinante. La biorremediación microbiana se posiciona como una técnica eficiente, rentable y sostenible para eliminar HAP en suelos, sedimentos, aguas salinas y ecosistemas de manglar contaminados.

Según las investigaciones analizadas, el éxito de este método depende de factores bióticos, como el empleo de consorcios bacterianos, la síntesis de biosurfactantes y el desarrollo de biopelículas, así como de factores abióticos, entre los cuales destacan la temperatura, el pH, la salinidad y la presencia de nutrientes clave.

Uno de los aspectos más relevantes es el papel de los consorcios microbianos, los cuales muestran una eficacia superior a la de los cultivos puros debido a la sinergia metabólica que permite la degradación secuencial y simultánea de mezclas complejas de HAP. La implementación de consorcios diseñados permite direccionar el potencial funcional y optimizar el flujo metabólico, lo que aumenta la tasa de degradación y la estabilidad del sistema en condiciones ambientales variables. La eficiencia del proceso varía también entre ecosistemas. En suelos, se ha demostrado que la bioestimulación y el uso de consorcios permiten alcanzar degradaciones cercanas al 60 % en pocas semanas. En ambientes marinos, las limitaciones por salinidad y nutrientes pueden compensarse mediante el uso de cepas halotolerantes y materiales como biochar, los cuales mejoran la retención y oxigenación del medio.

La diversidad taxonómica y funcional de las bacterias hidrocarbonoclastas se refleja también en la variedad de rutas metabólicas para la degradación de HAP, en las cuales enzimas como oxigenasas y dioxigenasas catalizan las etapas iniciales críticas. El recurrente protagonismo del género *Pseudomonas* en la biorremediación de hidrocarburos y compuestos aromáticos se sustenta en su plasticidad metabólica y en la relevancia de las oxigenasas en la activación inicial de estructuras aromáticas (mono- y policíclicas), además del valor de las herramientas ómicas y plataformas analíticas que facilitan el seguimiento y optimización de procesos de biorremediación en matrices complejas. Desde una perspectiva aplicada, los biosurfactantes, como los ramnolípidos de *Pseudomonas*, son una herramienta clave al incrementar la biodisponibilidad

de los HAP y, por ende, optimizar la eficiencia de los procesos degradativos; su aplicación a diferentes escalas, desde ensayos de laboratorio hasta parcelas reales, valida su potencial práctico sin efectos tóxicos. No obstante, los factores ambientales como la temperatura, el pH, la salinidad y la disponibilidad de nutrientes influyen directamente en la eficiencia de la biodegradación. Este marco es útil para interpretar la presencia de este género como microorganismo destacado en matrices marinas y costeras. Así, su seguimiento funcional es pertinente para diseñar las estrategias de biorremediación.

Por su parte, tecnologías emergentes como la inmovilización bacteriana, los sistemas bioelectroquímicos y la nanobiorremediación ofrecen soluciones prometedoras para ambientes de alta complejidad. Aunque aún presentan desafíos técnicos, estas estrategias amplían el espectro de aplicación de la biorremediación y pueden integrarse en esquemas de tratamiento híbrido. Esta revisión respalda el potencial de la biorremediación microbiana como estrategia adaptable y efectiva, pero también advierte sobre la necesidad de enfoques contextualizados y multidisciplinarios. Estas innovaciones han permitido abordar entornos extremos o de difícil acceso. Asimismo, las relaciones simbióticas entre microorganismos y plantas en ecosistemas como manglares presentan soluciones integradas con una eficiencia notable, la cual supera en ciertos casos el 90 % de remoción de HAP como el dibenzo[*a*,*h*] antraceno, destacando la importancia de los sistemas rizosféricos como biorreactores naturales.

Por último, esta revisión también da cuenta de que persisten retos vinculados a la heterogeneidad ambiental, la bioestimulación en suelos degradados y la uniformidad en formulaciones microbianas comerciales. Por ello, es necesario impulsar investigaciones interdisciplinarias que combinen microbiología ambiental, biotecnología y herramientas ómicas, combinación que optimizará la eficiencia de la biorremediación y contribuirá a la recuperación de ecosistemas impactados por derrames de hidrocarburos.

V. Referencias

[1] G. Kebede, T. Tafese, E. M. Abda, M. Kamaraj y F. Assefa, «Factors Influencing the Bacterial Bioremediation of Hydrocarbon Contaminants in the Soil: Mechanisms and Impacts», *Journal of Chemistry*, vol. 2021, art. 9823362. Nov. 2021. [En línea]. Disponible en: http://doi.org/10.1155/2021/9823362

[2] C. Dai *et al.*, «Review on the contamination and remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal soil and sediments», *Environmental Research*, vol. 205, art. 112423. Abr. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112423

[3] E. Pandolfo, A. Barra Caracciolo y L. Rolando, «Recent Advances in Bacterial Degradation of Hydrocarbons», *Water*, vol. 15, no. 2, art. 375. En. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/w15020375

[4] B. A. Mekonnen, T. A. Aragaw y M. B. Genet, «Bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil: a review on principles, degradation mechanisms, and advancements», *Frontiers in Environmental Science*, vol. 12, art. 1354422. Febr. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1354422

[5] P. Tedesco, S. Balzano, D. Coppola, F. Palma Esposito, D. de Pascale y R. Denaro, «Bioremediation for the recovery of oil polluted marine environment, opportunities and challenges approaching the Blue Growth», *Marine Pollution Bulletin*, vol. 200, art. 116157. Mzo. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116157

[6] A. Truskewycz *et al.*, «Petroleum Hydrocarbon Contamination in Terrestrial Ecosystems-Fate and Microbial Responses», *Molecules*, vol. 24, no. 18, art. 3400. Sept. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/molecules24183400

[7] C. J. S. Sampaio, J. R. B. de Souza, A. O. Damião, T. C. Bahiense y M. R. A. Roque, «Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a diesel oil-contaminated mangrove by plant growth-promoting rhizobacteria», *3 Biotech*, vol. 9, no. 4, art. 155. Abr. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s13205-019-1686-8

[8] E. Pereira *et al.*, «Biodegradation of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in seawater by autochthonous microorganisms», *International Biodeterioration & Biodegradation*, vol. 145, art. 104789. Nov. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.104789

[9] C. Liang, Y. Huang, Y. Wang, Q. Ye, Z. Zhang y H. Wang, «Distribution of bacterial polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) ring-hydroxylating dioxygenases genes in oilfield soils and mangrove sediments explored by gene-targeted metagenomics», *Applied Microbiology Biotechnology*, vol. 103, no. 5, pp. 2427-2440. Mzo. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s00253-018-09613-x

[10] Z. Kiamarsi, M. Soleimani, A. Nezami y M. Kafi, «Biodegradation of *n*-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons using novel indigenous bacteria isolated from contaminated soils», *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 16, no. 11, pp. 6805-6816. Nov. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s13762-018-2087-y

[11] J. Rajkumari, B. Bhuyan, N. Das y P. Pandey, «Environmental applications of microbial extremophiles in the degradation of petroleum hydrocarbons in extreme environments», *Environmental Sustainability*, vol. 2, no. 3, pp. 311-328. Sept. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s42398-019-00065-1

[12] M. J. Page *et al.*, «Declaración PRISMA 2020: una guía actualizada para la publicación de revisiones sistemáticas», *Revista Española de Cardiología*, vol. 74, no. 9, pp. 790-799. Sept. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.recesp.2021.06.016.

[13] M. Ouzzani, H. Hammady, Z. Fedorowicz y A. Elmagarmid, «Rayyan—a web and mobile app for systematic reviews», *Systematic Reviews*, vol. 5, no. 1, art. 210. Dic. 2016. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1186/s13643-016-0384-4

[14] E. Gómez-Luna, D. Fernando-Navas, G. Aponte-Mayor y L. A. Betancourt-Buitrago, «Metodología para la revisión bibliográfica y la gestión de información de temas científicos, a través de su estructuración y sistematización», *DYNA*, vol. 81, no. 184, pp. 158-163. Mzo. 2014. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.15446/dyna.v81n184.37066

[15] H. D. Atoufi y D. J. Lampert, «Impacts of Oil and Gas Production on Contaminant Levels in Sediments», *Current Pollution Reports*, vol. 6, no. 2, pp. 43-53. Jun. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s40726-020-00137-5

[16] A. T. Davletgildeeva y N. A. Kuznetsov, «Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Means of Bacteria and Bacterial Enzymes», *Microorganisms*, vol. 12, no. 9, art. 1814. Sept. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/microorganisms12091814

[17] S. Acosta-Diaz, H. Toledo-León, Y. Comesaña-García y K. Aldana-Jiménez, «Evaluación de la capacidad hidrocarburoclástica de un consorcio bacteriano aislado de zonas costeras de Cuba», *Revista CENIC Ciencias Químicas*, vol. 52, no. 2, pp. 79-88. 2021. [En línea]. Disponible en: https://www.redalyc.org/journal/1816/181676103003/html

[18] E. Semenova *et al.*, «Microbial Communities of Seawater and Coastal Soil of Russian Arctic Region and Their Potential for Bioremediation from Hydrocarbon Pollutants», *Microorganisms*, vol. 10, no. 8, art. 1490. Ag. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/microorganisms10081490

[19] I. Pozdnyakova-Filatova, K. Petrikov, A. Vetrova, A. Frolova, R. Streletskii y M. Zakharova, «The Naphthalene Catabolic Genes of *Pseudomonas putida* BS3701: Additional Regulatory Control», *Frontiers in Microbiology*, vol. 11, art. 1217. Jun. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.01217

[20] H. B. Gosai *et al.*, «Exploring bacterial communities through metagenomics during bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated sediments», *Science of the Total Environment*, vol. 842, art. 156794. Oct. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156794

[21] P. Książek-Trela, D. Figura, D. Węzka y E. Szpyrka, «Degradation of a mixture of 13 polycyclic aromatic hydrocarbons by commercial effective microorganisms», *Open Life Sciences*, vol. 19, no. 1, art. 20220831. En. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1515/biol-2022-0831

[22] J.-Q. Cui, Z.-Q. He, S. Ntakirutimana, Z.-H. Liu, B.-Z. Li y Y.-J. Yuan, «Artificial mixed microbial system for polycyclic aromatic hydrocarbons degradation», *Frontiers in Microbiology*, vol. 14,, art. 1207196. Jun. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1207196

[23] B. Matturro *et al.*, «Enrichment of Aerobic and Anaerobic Hydrocarbon-Degrading Bacteria from Multicontaminated Marine Sediment in Mar Piccolo Site (Taranto, Italy)», *Microorganisms*, vol. 11, no. 11, art. 2782. Nov. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/microorganisms11112782

[24] P. J. Yesankar, M. Pal, A. Patil y A. Qureshi, «Microbial exopolymeric substances and biosurfactants as "bioavailability enhancers" for polycyclic aromatic hydrocarbons biodegradation», *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 20, no. 5, pp. 5823-5844. My. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s13762-022-04068-0

[25] E. Uyar y T. Avcı, «Screening and molecular identification of biosurfactant/bioemulsifier producing bacteria from crude oil contaminated soils samples», *Biologia*, vol. 78, no. 8, pp. 2179-2193. Ag. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s11756-023-01330-9

[26] X. Chunyan, M. A. Qaria, X. Qi y Z. Daochen, «The role of microorganisms in petroleum degradation: Current development and prospects», *Science of the Total Environment*, vol. 865, art. 161112. Mzo. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161112

[27] A. B. Medić e I. M. Karadžić, «*Pseudomonas* in environmental bioremediation of hydrocarbons and phenolic compounds- key catabolic degradation enzymes and new analytical platforms for comprehensive investigation», *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, vol. 38, no. 10, art. 165. Oct. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s11274-022-03349-7

[28] R. Perdigão, C. M. R. Almeida, F. Santos, M. F. Carvalho y A. P. Mucha, «Optimization of an Autochthonous Bacterial Consortium Obtained from Beach Sediments for Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons», *Water*, vol. 13, no. 1, art. 66. En. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/w13010066

[29] P. J. Yesankar, A. Patil, A. Kapley y A. Qureshi, «Catalytic resilience of multicomponent aromatic ring-hydroxylating dioxygenases in *Pseudomonas* for degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons», *World*

Journal of Microbiology and Biotechnology, vol. 39, no. 7, art. 166. Jul. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s11274-023-03617-0

[30] X. Sui, X. Wang, Y. Li y H. Ji, «Remediation of Petroleum-Contaminated Soils with Microbial and Microbial Combined Methods: Advances, Mechanisms, and Challenges», *Sustainability*, vol. 13, no. 16, art. 9267. Ag. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/su13169267

[31] F. E. Khalid, Z. S. Lim, S. Sabri, C. Gomez-Fuentes, A. Zulkharnain y S. A. Ahmad, «Bioremediation of Diesel Contaminated Marine Water by Bacteria: A Review and Bibliometric Analysis», *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 9, no. 2, art. 155. Febr. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/jmse9020155

[32] R. T. Castillo Rogel, F. J. More Calero, M. Cornejo La Torre, J. N. Fernández Ponce y E. L. Mialhe Matonnier, «Aislamiento de bacterias con potencial biorremediador y análisis de comunidades bacterianas de zona impactada por derrame de petróleo en Condorcanqui (Amazonas, Perú)», *Revista de Investigaciones Altoandinas*, vol. 22, no. 3, pp. 215-225. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.18271/ria.2020.656

[33] X. Li, S. Wu, Y. Dong, H. Fan, Z. Bai y X. Zhuang, «Engineering Microbial Consortia towards Bioremediation», *Water*, vol. 13, no. 20, art. 2928. Oct. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/w13202928

[34] B. Mou, G. Gong y S. Wu, «Biodegradation mechanisms of polycyclic aromatic hydrocarbons: Combination of instrumental analysis and theoretical calculation», *Chemosphere*, vol. 341, art. 140017. Nov. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140017

[35] N. Premnath *et al.*, «Effect of C/N substrates for enhanced extracellular polymeric substances (EPS) production and Poly Cyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) degradation». *Environmental Pollution.*, vol. 275, art. 116035. Abr. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116035

[36] N. A. Ismail, N. Kasmuri y N. Hamzah, «Microbial Bioremediation Techniques for Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAHs)—a Review», *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 233, no. 4, art. 124. Abr. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s11270-022-05598-6

[37] J. A. Adedeji *et al.*, «Microbial Bioremediation and Biodegradation of Petroleum Products—A Mini Review», *Applied Sciences*, vol. 12, no. 23. art. 12212. Dic. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/app122312212

[38] R. Panwar y J. Mathur, «Remediation of polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated soils using microbes and nanoparticles: A review», *Pedosphere*, vol. 33, no. 1, pp. 93-104. Febr. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2022.06.032

[39] F. Filgueiras de Almeida, D. Freitas, F. Motteran, B. Soares Fernandes y S. Gavazza, «Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in contaminated mangroves: Understanding the historical and key parameter profiles», *Marine Pollution Bulletin*, vol. 169, art. 112553. Ag. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112553

[40] A. A. Jimoh, O. O. Ikhimiukor y R. Adeleke, «Prospects in the bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminants from hypersaline environments: A review», *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 29, no. 24, pp. 35615-35642. My. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s11356-022-19299-4

[41] M. Gundlapalli, K. Sivagami, M. Gopalakrishnan, P. Harshini, D. Janjaroen y S. Ganesan, «Biodegradation of low molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons in soil: Insights into bacterial activities and bioremediation techniques», *Sustainable Chemistry for the Environment*, vol. 7, art. 100146. Sept. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.scenv.2024.100146

[42] S. Barathi *et al.*, «Recent trends in polycyclic aromatic hydrocarbons pollution distribution and counteracting bio-remediation strategies», *Chemosphere*, vol. 337, art. 139396. Oct. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139396

[43] S. L. Robin y C. Marchand, «Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mangrove ecosystems: A review», *Environmental Pollution*, vol. 311, art. 119959. Oct. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119959

[44] X. Dai, J. Lv, W. Wei y S. Guo, «Bioremediation of heavy oil contaminated intertidal zones by immobilized bacterial consortium», *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 158, pp. 70-78. Febr. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.11.038

[45] Z. Yan, L. Wang, H. Yan, Y. Dong, G. Zhang y H. Wu, «Biodegradation potential of polycyclic aromatic hydrocarbons in Taihu Lake sediments», *Environmental Technology*, vol. 43, no. 28, pp. 4554-4562. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1080/09593330.2021.1961871

[46] N. Premnath *et al.*, «A crucial review on polycyclic aromatic Hydrocarbons - Environmental occurrence and strategies for microbial degradation», *Chemosphere*, vol. 280, art. 130608. Oct. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130608

[47] V. M. Travkin e I. P. Solyanikova, «Salicylate or Phthalate: The Main Intermediates in the Bacterial Degradation of Naphthalene», *Processes*, vol. 9, no. 11, art. 1862. Nov. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/pr9111862

[48] L. Meng y W. Li, «Insights into the degradation of diesel-contaminated seawater through natural microbiota and culturable microorganisms: The overlook role of extracellular polymeric substances (EPS)», *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 12, no. 3, art. 112657. Jun. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.112657

[49] D. A. Al Farraj, R. M. Alkufeidy, N. A. Alkubaisi y M. K. Alshammari, «Polynuclear aromatic anthracene biodegradation by psychrophilic *Sphingomonas* sp., cultivated with tween-80», *Chemosphere*, vol. 263, art. 128115. En. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128115

[50] I. C. Ossai, A. Ahmed, A. Hassan y F. S. Hamid, «Remediation of soil and water contaminated with petroleum hydrocarbon: A review», *Environmental Technology & Innovation*, vol. 17, art. 100526. Febr. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100526

[51] T. Mehrotra, S. Dev, A. Banerjee, A. Chatterjee, R. Singh y S. Aggarwal, «Use of immobilized bacteria for environmental bioremediation: A review», *Journal of Environmental Chemical. Engineering*, vol. 9, no. 5, art. 105920. Oct. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105920

[52] S. Akash, B. Sivaprakash, N. Rajamohan y T. Selvankumar, «Biotransformation as a tool for remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons from polluted environment - review on toxicity and treatment technologies», *Environmental Pollution*, vol. 318, art. 120923. Febr. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120923

[53] Y. Barrios San Martín, H. F. Toledo León, A. Abalos Rodríguez, S. Acosta Díaz y M. I. Sánchez López, «Aplicación de ramnolípidos de *Pseudomonas* sp. Y3-B1A en la biodegradación de hidrocarburos a diferentes escalas», *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, vol. 38, 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.20937/rica.54389

[54] L. Cabral, P. Giovanella, E. P. Pellizzer, E. H. Teramoto, C. H. Kiang y L. D. Sette, «Microbial communities in petroleum-contaminated sites: Structure and metabolisms», *Chemosphere*, vol. 286, art. 131752. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131752

[55] E. Efremenko, N. Stepanov, O. Senko, A. Aslanli, O. Maslova e I. Lyagin, «Using Fungi in Artificial Microbial Consortia to Solve Bioremediation Problems», *Microorganisms*, vol. 12, no. 3. Mzo. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/microorganisms12030470

[56] El-Sheshtawy, D. Aman y H. N. Nassar, «A Novel Bioremediation Technique for Petroleum Hydrocarbons by Bacterial Consortium Immobilized on Goethite-chitosan Nanocomposite», *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, vol. 31, no. 2, pp. 176-199. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1080/15320383.2021.1916737

[57] D. Daâssi y F. Qabil Almaghribi, «Petroleum-contaminated soil: environmental occurrence and remediation strategies», *3 Biotech*, vol. 12, no. 6, art. 139. Jun. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s13205-022-03198-z

[58] A. K. Rathankumar, K. Saikia, H. Cabana, y V. V. Kumar, «Surfactant-aided mycoremediation of soil contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons», *Environmental Research*, vol. 209, art. 112926. Jun. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.11292

Paradigmas para la enseñanza y la investigación en estudios ambientales

Katerinne Quiroz Osorio[1], Luis Fernando Gómez[2]

I. Introducción

Desde que surgió el pensamiento ambiental, en la década de los sesenta del siglo pasado, ha habido una tendencia dentro de este que sostiene que es necesario un cambio en los cimientos de la civilización moderna para superar la crisis ambiental, tendencia que puede rastrearse, por lo menos, hasta 1967, cuando el historiador norteamericano Lynn White Jr. publicó un artículo en el que sostenía que los problemas ambientales no son técnicos, es decir, no son producto de alteraciones químicas, físicas o biológicas en la ecosfera, sino que obedecen a dimensiones de la cultura moderna [1]. Esta hipótesis se convirtió en la base de esta tendencia, que se ha llamado radical o ecologista [2]. A partir de entonces, se han desarrollado propuestas teóricas alternativas a diferentes esferas de la civilización moderna, como la económica (economía ecológica) [3], la ideológica (ecologismo, ecosocialismo, primitivismo) [2], [4], [5], o la filosófica (pensamiento ambiental, ecología profunda) [6], [7].

Por otro lado, voces provenientes de distintas orillas del pensamiento ambiental han afirmado que la educación es crucial para generar los cambios y las actitudes necesarios para superar la crisis ambiental. Dentro de las posiciones reformistas, la Organización de las Naciones Unidas declaró el periodo entre 2005 y 2014 como el Decenio de las Naciones Unidas de la Educación para el Desarrollo Sostenible y planteó como meta capacitar a ciudadanos para contribuir a un futuro sostenible y a dirigentes para tomar decisiones encaminadas a dicho

[1] K. Quiroz Osorio, Tecnológico de Antioquia IU, Facultad de Educación y Ciencias Sociales, estudiante del Doctorado en Educación y Estudios Sociales.
[2] L. F. Gómez Echeverri, Tecnológico de Antioquia IU, Facultad de Ingeniería, grupo GITIMA. Autor de correspondencia: luis.gomez37@tdea.edu.co

logro [8]. Igualmente, la Unesco [9] ha venido impulsando la Educación para el Desarrollo Sostenible (EDS) como marco teórico para implementar la sostenibilidad en todos los niveles de la educación.

Tanto el modelo de la EDS como los planteamientos ecologistas en torno a la educación han propuesto un cambio de paradigma y la adopción del enfoque o pensamiento sistémico en la educación e investigación alrededor de los asuntos ambientales y de sostenibilidad [10], [11]. Sin embargo, no hay claridad sobre este enfoque. Por un lado, algunos autores hablan del paradigma de la complejidad [12], [13]; otros, del paradigma de la sostenibilidad [9], [14]; otros, del paradigma sistémico [15] e incluso se habla de un paradigma ecológico [16]. Por otro lado, existen diferentes marcos teóricos al interior de estas propuestas, como ocurre con la idea de complejidad [17], [18] y de pensamiento o enfoque sistémico [19], [20]. Además, se ha encontrado que la educación superior sigue basándose en el paradigma convencional, a pesar del aparente compromiso de incorporar la sostenibilidad en sus tres funciones misionales [14].

Por lo anterior, consideramos que aún es pertinente la inclusión de la complejidad, la sistémica y la sostenibilidad en los programas de estudios ambientales; en particular, hacer explícito el marco teórico, escuela o trayectoria epistemológica desde la cual se parte. Igualmente, es importante, cuando se habla de paradigma, entender qué concepción se está empleando, pues, si bien se suele remitir a Kuhn [21], varios autores han manifestado que la discusión actual sobre la ciencia convencional y su paradigma requiere un sentido del término distinto al dado por este autor [17], [18], [22].

Por lo anterior, en este capítulo se busca presentar una concepción del paradigma de la complejidad y el enfoque sistémico desde la trayectoria epistemológica del operacionalismo sistémico y describir el paradigma hegemónico de la ciencia, la investigación y la educación superior actual, impulsados por el hecho de que Echeverría [22] ha llamado la atención sobre el cambio que se ha producido en la ciencia bajo el orden neoliberal; además, orienta a la academia hacia el entendimiento y la adopción del paradigma de la complejidad y de cómo, a partir de este, es posible resolver problemáticas en escenarios en los cuales intervienen diferentes disciplinas y sistemas explicativos.

II. Paradigma epistémico de los estudios ambientales

La popularización del término *paradigma* dentro de la academia se debe a Kuhn [21], quien lo introdujo a la filosofía de la ciencia en 1962 para referirse a los distintos elementos que comparten los practicantes de una

disciplina científica específica. Así, los practicantes de la termodinámica comparten una teoría básica compuesta por cuatro hipótesis fundamentales (la primera, segunda y tercera ley de la termodinámica y la ley cero), unos conceptos centrales y unos ejemplos canónicos (entropía, entalpía, ciclo de Carnot), fueron formados mediante prácticas y ejercicios similares (calorimetría, diagramas de fase) y manejan un cuerpo documental similar (autores, documentos, revistas científicas).

Las posiciones ecologistas le confieren otro sentido al término, pues su interés radica en los fundamentos comunes a los diferentes campos académicos, y también van más allá del concepto *paradigma de investigación*, empleado para denotar el tipo de paradigmas que los científicos en general emplean como marco para comprender el mundo [16], [23], pues buscan además abarcar prácticas discursivas no científicas, como la filosofía, la política, la ética y el derecho. Por este motivo, se empleará aquí el término *paradigma epistémico*, siguiendo la terminología de Martínez Miguélez [24].

El paradigma epistémico se puede entender, en términos de Morin [17], como el conjunto de principios en los que descansa la forma como una sociedad o un grupo de esta ve, concibe e interactúa con el mundo. En otras palabras, es el andamiaje inconsciente sobre el cual reposa la *Weltanschauung* de una sociedad o parte de ella, y puede compartir los tres órdenes fundamentales que se les han atribuido a los paradigmas de investigación: ontológico, metodológico y epistémico [16], [25].

Qué tan básicos y generales son estos principios rectores y qué teorías y prácticas comprenden es una pregunta que aún está por responderse. Por ejemplo, tanto Cerda Gutiérrez [23] como Guba y Lincoln [25] consideran el marxismo como un paradigma alternativo al convencional, al cual denominan positivista, mientras que Morin [17] lo incluye dentro del enfoque convencional, aunque denomina a este último paradigma de la simplicidad. Esta discusión supera el alcance del presente texto, por lo que no entraremos en detalles sobre si otros paradigmas, denominados de investigación y descritos por otros autores, efectivamente lo son. No obstante, hay un concepto que puede ayudar a aclarar parte de las diferencias entre estos autores.

El paradigma que aquí proponemos parte de la idea de que todos ellos son dinámicos; es decir, es un proceso cambiante en el que algunos principios son abandonados, pero se mantiene una continuidad identificable que permite considerarlo el mismo sistema paradigmático. En este sentido, no consideramos que el positivismo y el pospositivismo constituyan paradigmas distintos, como afirman Guba y Lincoln [25], sino que ambos representan momentos diferentes de la misma trayectoria epistemológica. Esta última expresión es una analogía de trayectoria tecnológica, acuñada por Dosi [26] e introducida en los estudios ambientales por Vanloqueren y Baret [27].

Dosi creó el concepto *trayectoria tecnológica*, junto con el de *paradigma tecnológico*, para explicar el cambio tecnológico, de manera similar a como hizo Kuhn [21], quien acuñó el concepto de *paradigma científico* para explicar el cambio científico. Según Dosi, el cambio tecnológico está regido por una serie de ideas que prescriben qué se considera progreso tecnológico, qué camino o trayectoria debe seguirse y, por lo tanto, qué cambios tecnológicos deben buscarse o rechazarse. Dichas ideas rectoras constituyen lo que el autor llama paradigma tecnológico, al cual define como un patrón o tendencia de solución de problemas técnicos que define los problemas a abordar y se basa en unas teorías o paradigmas científicos. En consecuencia, aunque haya cambios tecnológicos, apunta Dosi, no hay una ruptura con una tradición o paradigma tecnológico mientras se mantengan unos fundamentos básicos. Aplicando este criterio a los paradigmas epistémicos, puede afirmarse que Popper es positivista, pues no rompe con esta continuidad epistemológica que trazó el Círculo de Viena y, por ende, es heredero y continuador de la «imagen heredada de la ciencia».

Popper [28]-[30] abandona aparentemente los principios del determinismo, la certeza y el reduccionismo, pero, en realidad, solo reforma el positivismo mediante la defensa de la probabilidad y el indeterminismo, la postulación de la tesis de verosimilitud como alternativa a las ideas decimonónicas de verdad y certeza, y su famosa teoría de la refutabilidad como solución al problema de la inducción. Así pues, Popper sigue defendiendo los principios más básicos del positivismo y sus cambios no dan pie a un nuevo paradigma —el pospositivismo—, sino que retoman las ideas de un conjunto de autores que han configurado una trayectoria epistemológica dentro del enfoque positivista y se convierte en la actualización que ha servido como marco teórico de autores posteriores que siguen reproduciendo esta «imagen heredada de la ciencia».

El paradigma epistémico que aquí presentamos para los estudios ambientales es la complejidad. Preferimos esta denominación a las de enfoque sistémico, ecológico o de la sostenibilidad por varias razones. En primer lugar, es un término ampliamente usado en la literatura y contiene referentes que han hecho parte de la trayectoria epistemológica que esbozaremos en el siguiente apartado. En segundo lugar, el término *paradigma sistémico* excluye alternativas al paradigma hegemónico que recogen muchas de las críticas que se le han formulado, pero que rechazan el pensamiento o enfoque sistémico, como es el caso de la trayectoria epistemológica iniciada por Enrique Leff [31], [32] en Latinoamérica. Por último, hablar de sostenibilidad, si bien el término recoge lo que se ha defendido como el objeto de estudio de las disciplinas ambientales [33], [34], lo restringe a este campo y no lo muestra como un verdadero rival del paradigma que ha dominado y dado forma al sistema académico durante la segunda y la tercera modernidad.

Guba y Lincoln [25] hablan de cuatro paradigmas rivales dentro de la investigación cualitativa (positivista, pospositivista, teoría crítica y constructivismo) y los diferencian a partir de los tres órdenes mencionados anteriormente. Siguiendo sus lineamientos, en la Tabla I comparamos el paradigma hegemónico con el de la complejidad. Las descripciones para el primero parten de las formuladas por estos autores, pero con modificaciones basadas en autores pertenecientes al paradigma de la complejidad.

Tabla I
Principios básicos del paradigma hegemónico y de la complejidad

Orden	Paradigma	
	Positivismo	**Complejidad**
Ontología	Realismo	Constructivismo
Epistemología	Objetividad trascendental	Objetividad constitutiva
Metodología	Analítica/experimental	Sistémica/transdisciplinar

Guba y Lincoln [25] definen el paradigma de investigación como el conjunto de creencias acerca de qué es y cómo aprehender la realidad que comparte un grupo social. Este responde a tres preguntas fundamentales sobre nuestra relación con el mundo. La primera, «cómo es el mundo y qué puede conocerse de *él*», corresponde al orden ontológico. Para el paradigma positivista, el mundo es real; es decir, lo experimentamos o percibimos de manera directa y, por lo tanto, podemos acceder a él «tal como es». Guba y Lincoln distinguen entre positivismo y pospositivismo, para lo cual aducen que el segundo no defiende un realismo ingenuo en virtud del cual se considera que eventualmente podrá aprehenderse el mundo en su totalidad. Sin embargo, ambos «paradigmas» parten del principio de que hay una realidad afuera, independiente, y que la ciencia y otras prácticas discursivas académicas dan cuenta de ella, aunque sea de manera parcial o imperfecta. Una consecuencia de esta ontología es que el mundo se concibe como universal, es decir, igual para todo ser vivo, y, en consecuencia, existen unas verdades inmutables válidas para todos —es decir, leyes universales— en cualquier momento o lugar. Además, ambos paradigmas son reduccionistas y deterministas.

Por el contrario, desde la trayectoria epistemológica de la que partimos —operacionalismo sistémico—, tanto la experiencia como su explicación ocurren en el mismo dominio operacional: el lenguaje. De este modo, el mundo es aquel que hacemos emerger en el lenguaje. Como resultado, la

experiencia y su explicación componen un bucle recursivo donde la una afecta a la otra [35]. Guba y Lincoln [25] llaman relativismo a este dominio ontológico y usan el término *constructivista* para el paradigma que defiende esa ontología, aunque no denotan el mismo concepto.

Para el operacionalismo sistémico, no hay un mundo exterior al cual puede recurrir el observador para validar sus hipótesis, sino que estas son funciones de nuestras estructuras biológicas, culturales y psicológicas. En consecuencia, un yaguarundí (*Herpailurus yagouaroundi*) tiene un mundo diferente al de un *Homo sapiens*, puesto que posee una estructura biológica distinta. Para aquel, el cielo no es azul ni el sol sale todos los días. Más aún, para dos *Homo sapiens* de sistemas culturales diferentes, el arcoíris probablemente no ostente los mismos colores, aunque tengan el mismo sistema ocular; para uno de ellos quizá sea de tres colores porque comparte el sistema cultural medieval en el cual se adjudicaba a los arcoíris esa cantidad de colores [36].

La segunda pregunta, «cuál es la naturaleza de la relación entre quien conoce y lo que puede conocer», configura el orden epistemológico. Para el positivismo, la relación conocedor-conocido es objetiva y dualista; esto es, ambos son entidades diferentes y la primera no puede influir en la segunda [25]. Esta postura ha sido llamada, dentro de nuestra línea epistemológica, *objetividad trascendental* y consiste en el recurso a una entidad externa, independiente de quien conoce, como argumento final para validar una explicación [37].

Por el contrario, el paradigma de la complejidad adopta una objetividad constitutiva como orden epistemológico. En esta, el criterio de validez de una hipótesis es función de un sistema explicativo de referencia que acepta quien conoce o quiere conocer. Así, el mundo es aquella historia experiencial que hacemos emerger en el lenguaje. De esta manera, la realidad está constituida por los diferentes sistemas explicativos de la praxis del vivir [37].

Finalmente, el orden metodológico responde a la pregunta «quien conoce, cómo conoce lo que quiere conocer». Guba y Lincoln [25] resaltan como rasgos distintivos del orden metodológico positivista el experimento, la manipulación del entorno y el uso preponderante de métodos cuantitativos. Además, agregan que estos métodos suelen ser de análisis o covarianza. Frente a esta posición, aquí resaltamos el carácter analítico del orden metodológico positivista. Precisamente, una de sus grandes diferencias con respecto al paradigma de la complejidad es que, en el positivismo, los fenómenos a explicar son descompuestos, idealmente en una unidad básica a partir de la cual se explica toda esa porción del mobiliario del mundo —reduccionismo—. Morin [17] describe esta operación como de disyunción, reducción y abstracción.

Por el contrario, el paradigma de la complejidad busca dar cuenta de la naturaleza compleja del objeto de estudio, observándolo como unidad operativa, ocupándose de las relaciones entre relaciones y reemplazando el análisis del método cartesiano por el examen o síntesis funcional [38]. Por esto, se afirma que este paradigma exige necesariamente la transdisciplinariedad [39] y, de esta forma, entiende que sus objetos de estudio son complejos, lo que implica que sus componente pertenecen a diferentes órdenes materiales y conceptuales, por lo que no pueden ser abordados por una única disciplina [17], [18].

Un ejemplo puede ilustrar estas diferencias entre ambos paradigmas. El concepto *seguridad alimentaria* nació dentro del enfoque positivista como respuesta a la crisis alimenticia acaecida en 1972-74. La explicación presentada fue la de un pronunciado fenómeno de El Niño en 1972, que desencadenó sequías en diferentes partes del mundo, lo que causó una reducción en la disponibilidad de alimentos que provocó grandes hambrunas, particularmente en África y Asia [40]. Como solución, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) [41] instituyó el concepto *seguridad alimentaria mundial*, que consistía en una reserva global mínima de cereales para emergencias como la que se estaba produciendo en ese entonces.

Dicha explicación y la consecuente solución fueron disyuntivas reduccionistas, pues atribuyeron una sola causa —baja producción— a las hambrunas y, por ende, una sola dimensión —acceso— a su solución. También fueron disyuntivas porque comprendieron el hambre como un asunto únicamente biológico o económico —falta de alimentos—, sin conexión con cualquier otra dimensión cultural, y abstractas, porque explicaron y buscaron la solución sin considerar los contextos y dinámicas de cada situación concreta.

En cambio, el paradigma de la complejidad reconoce que la seguridad alimentaria abarca múltiples criterios —disponibilidad, estabilidad, acceso y utilización— que están relacionados entre sí y que deben cumplirse simultáneamente para que esta se dé. Además, la considera una propiedad emergente del sistema alimentario, el cual consiste en el aprovisionamiento de bienes alimentarios que, además de la producción, incluye la distribución, la apropiación y el consumo [42]. Igualmente, reconoce que la alimentación es función de particularidades biológicas —utilización— y culturales —eje del consumo, en la definición de la política nacional colombiana [43]—. Asimismo, comprende que su viabilidad en el tiempo solo es posible si se desarrolla como un proceso sostenible, es decir, asegurando la sostenibilidad de los procesos culturales y ecológicos: sostenibilidad social, económica y ambiental [44], [45].

Por último, Guba y Lincoln [25] incluyen otros dos rasgos en su comparación de paradigmas epistémicos: la concepción de conocimiento y el propósito de la investigación. Los autores destacan que los paradigmas no parten de la misma

motivación para investigar ni conciben el conocimiento de la misma manera. En el caso del positivismo, el conocimiento está constituido por hipótesis que pueden verificarse empíricamente y el propósito de la investigación es la explicación, pero con un fin ulterior: controlar y predecir fenómenos. Por su parte, la versión del paradigma de la complejidad del operacionalismo sistémico entiende el conocimiento como el conjunto de prácticas discursivas que son aceptadas por un grupo social a partir de los criterios de validez dentro del sistema al cual pertenecen dichas prácticas [37].

En cuanto al fin del conocimiento, no existe un consenso entre los autores que se presentan en el siguiente apartado. Para Maturana [46], la ciencia es un sistema explicativo que no busca predecir y mucho menos controlar el entorno, y para Luhmann [47], la «modalidad cognitiva» de un sistema cultural tiene como función la reducción de la complejidad para mantener el acoplamiento estructural del sistema con su entorno.

III. Un enfoque teórico para la investigación en los estudios ambientales

Como se mencionó anteriormente, existen varias trayectorias epistemológicas que parten del paradigma de la complejidad, pero que proponen distintos enfoques. Aquí nos apoyamos en el operacionalismo sistémico, así denominado porque define los sistemas mediante una operación de distinción. En este enfoque, los sistemas se definen por una operación de distinción: en los sistemas vivos, esta es la autopoiesis [19]; en los culturales, la realización de los miembros de la población como seres vivos y la reproducción y conservación de esa población como nivel de organización ecológico [48], y los políticos son subsistemas de un sistema civilizacional cuya operación de distinción es la eutaxia [49].

Esta trayectoria fue iniciada por los chilenos Humberto Maturana y Francisco Varela [19] en la década de los setenta y continuada por el sociólogo alemán Niklas Luhmann [47]. Posteriormente, otros autores, muchos de ellos hispanoamericanos, han tomado sus textos —sobre todo los de Maturana y Luhmann— para elaborar teorías en áreas académicas tan variadas como la ecología, la biología, la psicología, la sociología, la educación y la economía, entre otras.

La Tabla II recoge parte de la bibliografía que expone la teoría del operacionalismo sistémico. Está fuera del alcance de este capítulo resumir todos los conceptos e hipótesis centrales de este enfoque, por lo que nos limitamos a presentar algunos que consideramos fundamentales. Por lo demás, remitimos a esta bibliografía en caso de que se desee profundizar.

Tabla II
Algunos autores que pertenecen a la trayectoria epistemológica del operacionalismo sistémico y obras seleccionadas que explican este marco teórico

Autor	Obras seleccionadas
H. Maturana	De máquinas y seres vivos. Autopoiesis: la organización de lo vivo [19]
	El árbol del conocimiento: Las bases biológicas del entendimiento humano [35]
	La objetividad: Un argumento para obligar [37]
	La realidad: ¿objetiva o construida? [50], [51]
N. Luhmann	Sistemas sociales: Lineamientos para una teoría general [47]
	Introducción a la teoría de sistemas [52]
	La sociedad de la sociedad [53]
R. Echeverría	Ontología del lenguaje [54]
L. J. Gómez Giraldo	Introducción a la ecología global [38]
	Humberto Maturana R.: El respeto por la coherencia [55]
I. Izuzquiza	La sociedad sin hombres: Niklas Luhmann o la teoría como escándalo [39]
A. Ortiz Ocaña	Humberto Maturana. Nuevos paradigmas en el siglo XXI: Psicología, educación y ciencia [56]
	La investigación según Humberto Maturana: Al amor y la autopoiesis como epistemología y métodos de investigación [57]
	La investigación según Niklas Luhmann: Epistemología de los sistemas y método sistémico de investigación [58]

El operacionalismo sistémico concibe la realidad como constituida, desde la perspectiva de un observador, por tres elementos fundamentales (Fig. 1): sistema (*System*), entorno (*Umwelt*) y mundo (*Welt*).

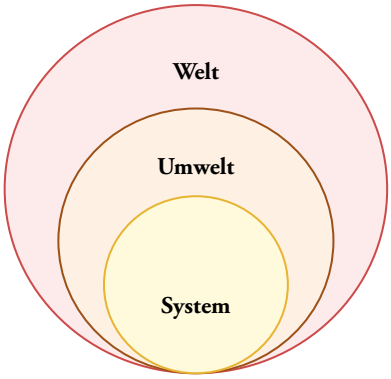


Fig. 1. Esquema de la concepción de la realidad o la experiencia del operacionalismo sistémico.

A. Sistema (System)

Todo sistema es una operación y toda operación es un sistema [38], y sus componentes son las relaciones que esta establece. La Fig. 2 ilustra esta idea mediante un ejemplo concreto: la cadena alimentaria. Para que una persona consuma una tortilla de maíz, deben desencadenarse varios procesos; en primer lugar, obtenerse las materias primas para su preparación, como el maíz, lo cual requiere una serie de procesos que transforman una semilla en una planta que, a su vez, produce unas mazorcas. Este ejemplo muestra una característica fundamental de las organizaciones sistémicas: están compuestas por procesos constituidos, a su vez, por otros procesos, lo que quiere decir que los componentes de un sistema son subsistemas que, sucesivamente, están conformados por otros subsistemas, como una matrioska.

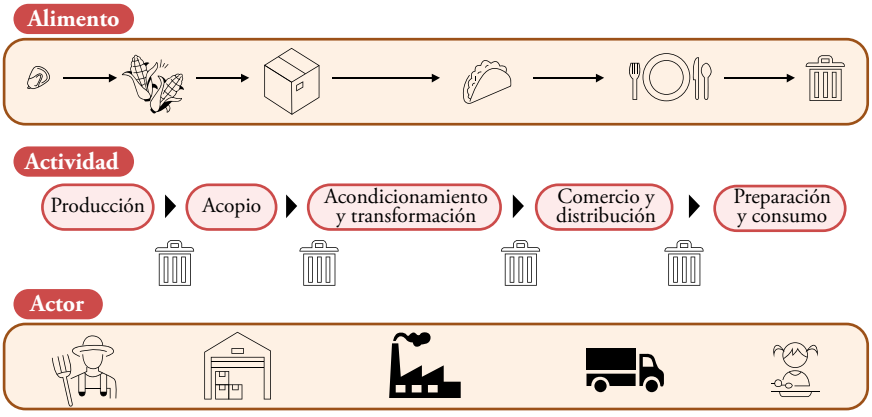


Fig. 2. Actividades y actores del sistema alimentario

En segundo lugar, para producir tortillas a nivel industrial, se requieren mazorcas de diferentes productores, por lo que debe haber un mayorista. Hasta ahora no hay ninguna transformación del alimento: entran mazorcas y salen mazorcas, pero la actividad las manipula directamente. El tercer subsistema de esta organización es la transformación del producto agrícola en tortilla, es decir, en alimento procesado. El siguiente involucra los transportes necesarios para que alcance el punto de venta donde el consumidor final la obtiene. En este, al igual que en el segundo, el sistema material no sufre ninguna alteración. El último paso no termina en la alimentación, sino en los desechos generados en todo el proceso, desde la adquisición de la tortilla hasta su consumo.

Los sistemas del operacionalismo sistémico involucran dos conceptos centrales: *organización* y *estructura* [35]. El primero denota la operación de distinción del sistema. En el caso del sistema alimentario, la operación de distinción es, como hemos mencionado, el aprovisionamiento de bienes alimenticios. Por su parte, la estructura hace referencia a la configuración que se establece entre diferentes componentes y que genera las relaciones necesarias para que se dé la organización. En el caso de un sistema cultural con un sistema económico de subsistencia, la cadena aquí ejemplificada se acorta y, muy probablemente, buena parte de los consumidores son también productores. De allí «la sociedad sin hombres» a la que se refiere Izuzquiza [39] para hablar de la teoría social de Luhmann (Tabla II).

Por último, Luhmann, citado por Izuzquiza [39] atribuye unos rasgos fundamentales al concepto de *sistema* que lo diferencian del de otros marcos teóricos, como el de Morin [17] y el de la Teoría General de Sistemas. Estos atributos son descritos de manera esquemática por Izuzquiza de la siguiente manera:

1) Un sistema es un mecanismo de reducción de la complejidad.
2) Un sistema mantiene su organización gracias a las relaciones que establece con su entorno.
3) Los sistemas son entidades con capacidad de elegir entre alternativas.
4) Todo sistema cumple una función.
5) Un sistema es una unidad de diferencias.
6) La estructura mantiene la organización sin perder la capacidad de acceder a otras posibilidades.

Es importante señalar que Luhmann postula el tercer rasgo pensando en sistemas sociales, por lo que no se espera que esta proposición sea necesariamente aplicable a sistemas materiales como los moleculares o atómicos. No obstante, es un rasgo que comparten los sistemas vivos con las organizaciones sociales humanas. Además, los conceptos *diferenciación*

funcional y, en menor medida, *estructuralismo funcional* son centrales en la teoría de este autor. Estos hacen referencia a procesos que mantienen su organización gracias a la creación de subsistemas diferenciados que cumplen distintas funciones dentro del sistema y que participan en su estabilidad. Esta centralidad explica, a su vez, el quinto rasgo.

B. Entorno (Umwelt)

Para el operacionalismo sistémico, el entorno es la parte del mobiliario del mundo que interactúa con el sistema. El sistema existe y persiste gracias a aquello que lo rodea, por lo que no es posible comprenderlo sin estudiar sus relaciones con ese ámbito [39]. Como señala el segundo rasgo anteriormente citado, un sistema no puede existir sin su entorno [47]. Además, este es condición necesaria para que se genere la operación que define el sistema [39]. Aquellas operaciones del entorno e interacciones con el sistema que hacen posible su organización pueden denominarse condiciones de blindaje del sistema [59].

Volviendo al ejemplo anterior, la FAO [44] ha desarrollado un marco teórico llamado rueda del sistema alimentario (*food system wheel*), en el cual expone el entorno de este sistema. La Fig. 3 presenta un diagrama simplificado de esta representación. Los elementos ubicados a la derecha representan la porción del mobiliario del mundo que perturba al sistema y que, en buena parte, genera condiciones de blindaje que hacen posible su existencia. Por ejemplo, sin los insumos, los recursos naturales o unas políticas que estimulen el logro de la seguridad alimentaria y su sostenibilidad, este sistema no es posible.

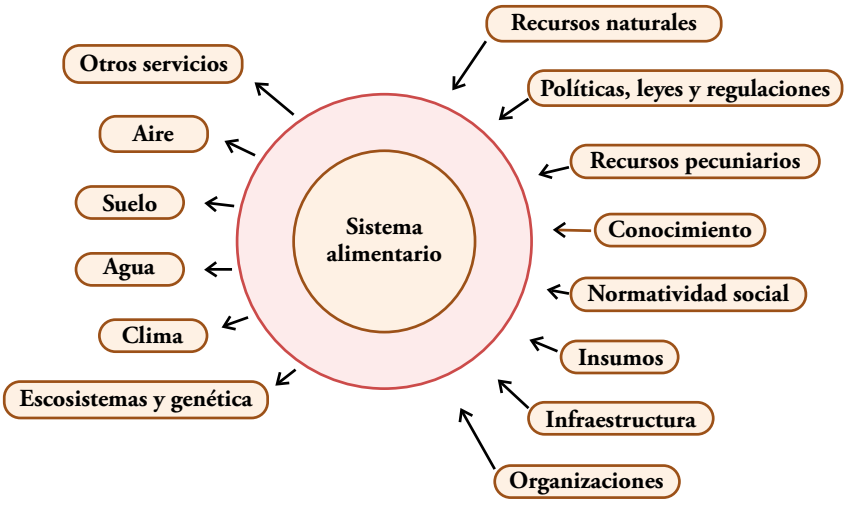


Fig. 3. Entorno de los sistemas alimentarios en el marco teórico de la rueda del sistema alimentario de la FAO

Por su parte, los de la derecha son los elementos del entorno que son perturbados por el sistema. Así, la idea de un sistema alimentario sostenible implica un operar del sistema que no comprometa la sostenibilidad ecológica, es decir, que no implique el deterioro del aire, el suelo y el clima ni ponga en riesgo la organización de los ecosistemas que interactúan con dicho sistema alimentario. Los principales rasgos del concepto de *entorno* esbozados por Izuzquiza [39] son:

1) El entorno es función del sistema.
2) El entorno es siempre más complejo que el sistema.
3) La relación sistema/entorno no es lineal ni total.
4) El entorno es un conjunto de alternativas o posibilidades para el sistema.
5) El entorno es la complejidad relativa al sistema.
6) El entorno es la parte del mobiliario del mundo que tiene sentido (*Sinn*) para el sistema.
7) El entorno no es un conjunto de sistemas con los cuales interactúa el sistema.

Es importante tener claro que el entorno es relativo al observador, como señalan tanto Maturana y Varela [35] como el mismo Luhmann [39]. Además, el cuarto rasgo indica que la interacción entre el sistema y el entorno no es siempre la misma, sino que es siempre problemática a los ojos del observador. Igualmente, debe tenerse en cuenta que el entorno no es un conjunto de sistemas o un sistema en sí, sino un conjunto de relaciones, siempre problemáticas y cambiantes, que establece el sistema con su entorno y viceversa.

C. Mundo (Welt)

Para el operacionalismo sistémico, la idea de mundo también se relaciona con un sistema, pero es diferente al entorno. Izuzquiza [39] lo define como el nivel más general que puede concebir un sistema o existir para él. Si se define en términos de un conjunto de observadores o un sistema cultural, podría tomarse la definición de Arendt [60] según la cual el mundo es el espacio entre humanos donde suceden todos sus asuntos. En otras palabras, es una empresa colectiva de la que no puede dar cuenta un solo observador. Para completar el rompecabezas que es el mundo, un observador o investigador debe entrar en conversación con otros observadores o investigadores. Sus propias observaciones siempre serán recortes burdos del mundo, narraciones simplificadas de su entorno. Izuzquiza [39] destaca así los rasgos del mundo:

1) El mundo representa la unidad de sistemas y sus entornos.
2) El mundo carece de entorno.
3) El mundo no puede ser problematizado.
4) El mundo es el nivel máximo de complejidad.
5) La complejidad de todo sistema es relativa a la complejidad del mundo.

El primer y el cuarto atributo forman parte del orden ontológico del paradigma de la complejidad y significan que el mundo es todo el universo de acontecimientos posibles y es más complejo que cualquier sistema o entorno. El segundo rasgo implica, en términos metodológicos, que no existe ningún punto exterior al mundo desde el cual un investigador pueda observarlo. El mundo no tiene un «afuera» y, de allí, el tercer rasgo: una investigación no puede tomar el mundo como objeto de estudio.

D. Otros conceptos o principios rectores

Aparte de los conceptos rectores de *sistema*, *entorno* y *mundo*, el enfoque teórico del operacionalismo sistémico se configura alrededor de los siguientes conceptos y principios:

Autopoiesis

Este probablemente sea el aporte de Maturana y Varela más conocido por fuera del paradigma de la complejidad. También es un concepto relevante en la teoría de Luhmann y de otros autores del operacionalismo sistémico como Gómez Giraldo, por lo menos para su ecología global [38]. Maturana y Varela [19] lo concibieron originalmente para los sistemas vivos unicelulares, definiéndolo como la operación que los distingue, la cual consiste en el proceso de producción de los componentes que constituyen el sistema. En otras palabras, un sistema autopoiético es aquel que produce los componentes que llevan a cabo su operación de distinción.

Determinismo estructural

Para Maturana y Varela [35], una práctica científica solo puede estudiar sistemas cuyos cambios estén determinados por su estructura, es decir, sistemas determinados estructuralmente. Esto no quiere decir, sin embargo, que un observador pueda predecir los cambios estructurales que ocurren en un sistema.

Acoplamiento estructural

Este concepto denota las interacciones entre sistemas que no ponen en riego sus organizaciones [46].

Clausura operacional

También llamada cierre operativo, hace referencia al principio según el cual el proceso de distinción del sistema emerge de la interacción entre sus componentes; es decir, solo los componentes del sistema participan en su operación de distinción. Que un sistema sea abierto o cerrado no tiene nada que ver con su clausura operacional; es más, esta clausura es lo que diferencia al sistema de su entorno [38].

Autorreferencia

Este es un concepto que cobra especial relevancia en el contexto de los sistemas culturales. Puede entenderse como sinónimo de la mismidad (*Selbst*), esto es, como sistema que se identifica a sí mismo y, por lo tanto, diferente a otros. Izuzquiza [39] la define como la unidad para sí de un sistema.

Relaciones entre relaciones

El operacionalismo sistémico estudia relaciones entre relaciones. Creemos que una de las grandes diferencias entre el paradigma de la complejidad y el positivista es que el primero no estudia la relación entre dos objetos, sino las relaciones entre relaciones, tanto al interior del sistema —relaciones entre los componentes de los subsistemas y entre los subsistemas mismos— como entre las relaciones del sistema y su entorno.

IV. Paradigma hegemónico de la práctica académica contemporánea

Algunos autores se han referido al positivismo como «imagen heredada de la ciencia» para indicar que sus supuestos básicos fueron establecidos en el siglo XIX y que, a pesar de los juicios y los cambios de que han sido objetos, muchos de ellos se siguen reproduciendo en la ciencia. La crítica a este paradigma fue particularmente fuerte en las últimas cuatro décadas del siglo XX, pero, aun así, sus opositores seguían reproduciendo esta imagen heredada en lo que respecta a la práctica científica como tal.

El filósofo español Javier Echeverría [22] toma de Kuhn [21] la idea de revolución científica, la cual denota un cambio de paradigma dentro de un campo o disciplina científica, y la aplica a la práctica de la ciencia en general. Para este autor, con el inicio de la tercera modernidad, es decir, el periodo de la modernidad en el cual el poder geopolítico es asumido por los Estados Unidos, se comenzó a desarrollar un nuevo modo de hacer ciencia, primero en la nueva superpotencia, pero posteriormente adoptado en otros países. Este modo es llamado por Echeverría *tecnociencia* para enfatizar que, a partir de la década de los ochenta, la práctica científica hegemónica en los Estados Unidos no podía ser pensada sin el desarrollo tecnológico y viceversa.

Según el autor, este cambio fue primordialmente de orden praxiológico, por lo que no implicaba un cambio de paradigmas disciplinares o del paradigma epistémico sobre el cual descansa la ciencia y las instituciones científicas hegemónicas. En este sentido, el nuevo paradigma praxiológico reproduce y descansa sobre el positivismo. La revolución radica en la estructura de la actividad científica y en los valores que la guían y supervisan.

De manera sucinta, podemos decir que el paradigma tecnocientífico se distingue del anterior en que, en él, el sistema científico deja de ser relativamente autónomo y autorreferente para convertirse en un subsistema de un sistema superior: el tecnocientífico. Así, el fin de la ciencia deja de ser el conocimiento por el conocimiento y empieza a ser un medio para a un fin externo. Además, por ser de orden superior, el sistema tecnocientífico es desarrollado por diferentes agentes, no solo científicos.

En consecuencia, este sistema puede definirse como aquel que tiene como operación de distinción el desarrollo científico en aras del desarrollo tecnológico para el logro de fines extraepistemológicos. Lo que se busca con este andamiaje no es la generación de nuevo conocimiento, ni siquiera del progreso tecnológico, sino productos militares, económicos, políticos e incluso simbólicos, como el prestigio o un mejor posicionamiento en un *ranking* nacional o internacional [22]. Este sistema comprende tanto el científico como el tecnológico y requiere una fuente de financiación que habitualmente es recibida por agentes administrativos ajenos a los que participan en él y que tienden a establecer el fin del proyecto tecnocientífico.

Echeverría [22] señala que este sistema fue esbozado por primera vez en 1945, en el informe *Science, the endless frontier* [61], mediante un modelo lineal que establecía los siguientes pasos:

Investigación básica → Investigación aplicada → Desarrollo tecnológico → Desarrollo productivo → Competitividad económica → Progreso social

Este modelo lineal, agrega Echeverría [22], respondía a un contexto cultural diferente al del orden neoliberal que fue surgiendo en los Estados Unidos en la década de los ochenta y se consolidó en la siguiente, momento en que surgió el paradigma tecnocientífico propiamente dicho, el cual exhibe el siguiente modelo:

Investigación básica → Investigación aplicada → Desarrollo tecnológico → Innovación → Competitividad empresarial → Producción → Comercialización → Consumo → Beneficios económicos

Echeverría [22] advierte dos cosas frente a su actualización del modelo lineal. Por un lado, este puede involucrar diferentes pasos, pues no existe un objetivo único. Por otro, debido a lo anterior, el modelo no es lineal sino arborescente: la investigación científica está en la raíz; la tecnología, en el tronco, y las ramas constituyen distintas trayectorias que el modelo puede seguir según el fin establecido y los actores sociales involucrados.

Desde el operacionalismo sistémico, proponemos otra interpretación del modelo de Echeverría, según la cual el sistema tecnocientífico se distingue por la interacción entre sistemas científicos y tecnológicos orientados a fines distintos a los científicos y tecnológicos. Al no ser el fin o producto esperado la organización del sistema, su estructura cambia en función de dicho fin o producto y, por lo tanto, no se puede esperar que todos los sistemas tecnocientíficos comprendan las mismas operaciones y los mismos actores. Además, tanto el modelo arborescente como el lineal son una descripción de la estructura, no de la organización y, desde el enfoque sistémico, no se espera la misma configuración o estructura en todos los sistemas pertenecientes a una misma clase.

Volviendo a la idea de revolución tecnocientífica, hay por lo menos cinco cambios significativos respecto al paradigma praxiológico anterior. En primer lugar, los departamentos o centros de I+D son el referente de investigación, no el investigador solitario —la imagen del científico heredada del siglo XIX— ni el grupo de investigación del paradigma anterior. Segundo, el modelo de organización de los sistemas de I+D se despliega alrededor de proyectos de investigación y no de escuelas, teorías o programas de investigación científica. Tercero, el desarrollo tecnocientífico y su valor se miden en términos de productividad y son establecidos por actores burocráticos, generalmente gubernamentales, los cuales suministran los lineamientos a través de políticas nacionales de ciencia y tecnología. Ejemplos de estos organismos son el Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación (MinCiencias) en Colombia, el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) en Argentina, la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) en México y la National Science Foundation (NSF) en los Estados Unidos.

En cuarto lugar, los sistemas de I+D suelen operar según normativas, planes y fines establecidos por actores burocráticos externos a ellos. Por ejemplo, los grupos de investigación adscritos a instituciones de educación superior presentan propuestas de proyectos de investigación que responden a lineamientos y objetivos de financiadoras externas, ya sean entidades gubernamentales, empresas privadas, organizaciones sociales o instancias administrativas de la misma institución, como la dirección de investigación o la decanatura de facultad. Por último, bajo el orden neoliberal, el fin de la investigación ha sido primordialmente la innovación, entendida como la capitalización en el mercado del desarrollo tecnológico.

V. Conclusiones

Desde los inicios del pensamiento ambiental, ha habido voces que afirman que los problemas ambientales no son técnicos, lo que quiere decir que asuntos como la contaminación, la pérdida de biodiversidad y la disminución de áreas silvestres no pueden estudiarse de manera aislada. Como alternativa, algunas de estas voces han abogado por fundar los estudios ambientales en el paradigma de la complejidad y en el enfoque sistémico.

Como señala Kuhn [21], romper con el paradigma hegemónico no es sencillo ni mucho menos natural. Por eso, consideramos que se debe insistir en la necesidad de la incorporación explícita del enfoque sistémico en los currículos y programas de los estudios ambientales, ya que aún está ausente en ellos. Su enseñanza debe considerar que este implica ver los fenómenos como procesos constituidos por procesos y que, además, estudia relaciones entre relaciones y no meras relaciones causales, como el paradigma positivista; también, que es el entorno el que hace posible el sistema y, por lo tanto, no puede aislarse como se hace en el laboratorio, uno de los entrenamientos predilectos en el contexto del positivismo.

Por último, consideramos que enfoques teóricos como los conceptos de *wicked problems* y *tecnociencia* pueden ser herramientas útiles en el abordaje de problemas complejos, como son los ambientales. Todos estos elementos proporcionan a los estudiantes e investigadores una base robusta para abordar la complejidad y las exigencias de las problemáticas ambientales.

VI. Referencias

[1] L. White Jr., «Raíces históricas de nuestra crisis ecológica», *Ambiente y Desarrollo*, vol. 23, no. 1, pp. 78-86. 2007.

[2] A. Dobson, *Pensamiento político verde: Una nueva ideología para el siglo XXI*. Barcelona: Paidós, 1997.

[3] L. J. Gómez Giraldo, *Economía ecológica. Bases operativas: una ecopolítica*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia - IDEA, 2010.

[4] J. Zerzan, *Contra la civilización: Compilación de escritos*, Ed. 2. Santiago de Chile: Feral Ediciones, 2016.

[5] A. Gorz, *Ecológica*. Buenos Aires: Capital Intelectual, 2011.

[6] A. Naess, «Los movimientos de la ecología superficial y la ecología profunda: un resumen», *Ambiente y Desarrollo*, vol. 23, no. 1, pp. 98-101. 2007.

[7] L. Boff, *Grito de la Tierra, grito de los pobres: Hacia una conciencia planetaria*, Ed. 2. México: DABAR, 2002.

[8] Unesco, «Decenio de las Naciones Unidas de la Educación para el Desarrollo Sostenible, 2005-2014: el Decenio en pocas palabras», París, Francia, Doc. ED.2007/WS/17, 2005. [En línea]. Disponible en: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000141629_spa

[9] Unesco, *Educación para el Desarrollo Sostenible: Libro de consulta*. París: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, 2012. [En línea]. Disponible en: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000216756

[10] C. A. Francis *et al.*, «Transdisciplinary Research for a Sustainable Agriculture and Food Sector», *Agronomy Journal*, vol. 100, no. 3, pp. 771-776. My. 2008. [En línea]. Disponible en: http://doi.org/10.2134/agronj2007.0073

[11] Unesco, *Educación para los Objetivos de Desarrollo Sostenible: Objetivos de aprendizaje*. París: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, 2017. [En línea]. Disponible en: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000252423

[12] N. Floriani y D. Floriani, «Saber Ambiental Complexo: aportes cognitivos ao pensamento agroecológico», *Revista Brasileira de Agroecologia*, vol. 5, no. 1, pp. 3-23. 2010.

[13] J. Rozo Gauta, *Sistémica y pensamiento complejo: Paradigmas, sistemas, complejidad*. Medellín: Biogénesis, 2003.

[14] R. Lozano, F. J. Lozano, K. Mulder, D. Huisingh y T. Waas, «Advancing Higher Education for Sustainable Development: international insights and critical reflections», *Journal of Cleaner Production*, vol. 48, pp. 3-9. Jun. 2013. [En línea]. Disponible en: http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.034

[15] M. Martínez Miguélez, «El paradigma sistémico, la complejidad y la transdisciplinariedad como bases epistémicas de la investigación cualita-

tiva», *REDHECS. Revista Electrónica de Humanidades, Educación y Comunicación Social*, vol. 6, no. 11, pp. 6-27. 2011. [En línea]. Disponible en: https://ojs.urbe.edu/index.php/redhecs/es/article/view/710

[16] S. Miranda Beltrán y J. A. Ortiz Bernal, «Los paradigmas de la investigación: un acercamiento teórico para reflexionar desde el campo de la investigación educativa», *RIDE. Revista Iberoamericana para la Investigación y el Desarrollo Educativo*, vol. 11, no. 21, art. e113. Ag. 2020. [En línea]. Disponible en: http://doi.org/10.23913/ride.v11i21.717

[17] E. Morin, *Introducción al pensamiento complejo*. Barcelona: Gedisa, 2011.

[18] R. García, *Sistemas complejos: Conceptos, método y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria*. Barcelona: Gedisa, 2006.

[19] H. Maturana y F. Varela, *De máquinas y seres vivos. Autopoiesis: la organización de lo vivo*, Ed. 6. Santiago de Chile: Editorial Universitaria, 2006.

[20] C. E. Maldonado, «Complejidad y ciencias sociales. El problema de la medición de los sistemas sociales humanos», en *Complejidad de las ciencias y ciencias de la complejidad*, C. E. Maldonado, Comp. Bogotá: Universidad Externado de Colombia, 2005, pp. 19-66.

[21] T. S. Kuhn, *La estructura de las revoluciones científicas*, Ed. 2. México: Fondo de Cultura Económica, 2004.

[22] J. Echeverría, *La revolución tecnocientífica*. Madrid: Fondo de Cultura Económica, 2003.

[23] H. Cerda Gutiérrez, *Los elementos de la investigación: Cómo reconocerlos, diseñarlos y construirlos*, Ed. 3. Bogotá: El Búho, 2008.

[24] M. Martínez Miguélez, *Ciencia y arte en la metodología cualitativa*. México: Trillas, 2004.

[25] E. G. Guba y Y. S. Lincoln, «Competing Paradigms in Qualitative Research», en *Handbook of Qualitative Research*, N. K. Denzin y Y. S. Lincoln, Eds. Thousand Oaks: SAGE, 1994, pp. 105-117.

[26] G. Dosi, «Technological paradigms and technological trajectories: A suggested interpretation of the determinants and directions of technical change», *Research Policy*, vol. 11, no. 3, pp. 147-162. Jun. 1982. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/0048-7333(82)90016-6

[27] G. Vanloqueren y P. V. Baret, «How agricultural research systems shape a technological regime that develops genetic engineering but locks out agroecological innovations», *Research Policy*, vol. 38, no. 6, pp. 971-983. Jul. 2009. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.respol.2009.02.008

[28] K. R. Popper, *La lógica de la investigación científica*. Madrid: Tecnos, 1985.

[29] K. R. Popper, «La reducción científica y la incompletitud esencial de toda ciencia», en *Estudios sobre la filosofía de la biología*, F. J. Ayala y T. Dobzhansky, Eds. Barcelona: Ariel, 1983, pp. 333-364.

[30] K. R. Popper, *El universo abierto: Un argumento en favor del indeterminismo*, Ed. 2. Madrid: Tecnos, 1994.

[31] E. Leff, «Pensar la complejidad ambiental», en *La complejidad ambiental*, E. Leff, Coord. México: Siglo XXI, 2000, pp. 7-53.
[32] E. Leff, *Racionalidad ambiental: La reapropiación social de la naturaleza*. México: Siglo XXI, 2004.
[33] L. M. Álvarez-Salas, D. N. Polanco-Echeverry y L. Ríos-Osorio, «Reflexiones acerca de los aspectos epistemológicos de la agroecología», *Cuadernos de Desarrollo Rural*, vol. 11, no. 74, pp. 55-74. Ag. 2014. [En línea]. Disponible en: http://doi.org/10.11144/Javeriana.CRD11-74.raea
[34] C. Dilworth, «General Principles», en *Principles of Environmental Sciences*, J. J. Boersema y L. Reijnders, Eds. Dordrecht: Springer, 2009, pp. 75-83.
[35] H. Maturana y F. Varela, *El árbol del conocimiento: Las bases biológicas del entendimiento humano*. Buenos Aires: Lumen, 2003.
[36] G. Espinosa, «Una metodología para el estudio de la percepción y ordenación de la naturaleza en las culturas prehispánicas», en *La relación hombre-naturaleza: Reflexiones desde distintas perspectivas disciplinarias*, B. von Mentz, Coord. México: Siglo XXI, 2012, pp. 210-244.
[37] H. Maturana, *La objetividad: Un argumento para obligar*, Ed. 2. Santiago de Chile: Dolmen, 2002.
[38] L. J. Gómez Giraldo, *Introducción a la ecología global*. Medellín: Universidad Nacional de Colombia, 2002.
[39] I. Izuzquiza, *La sociedad sin hombres: Niklas Luhmann o la teoría como escándalo*, Ed. 2. Barcelona: Anthropos, 2008.
[40] Naciones Unidas, «Assessment of the World Food Situation, Present and Future», Nueva York, NY, USA, E/CONF.65/PREP/12, 1974. [En línea]. Disponible en: https://digitallibrary.un.org/record/3838266?v=pdf
[41] Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, «Report of the Conference of FAO, Seventeenth Session», Roma, Italia, C 1973/REP, 1973. [En línea]. Disponible en: https://www.fao.org/4/x5590E/x5590E00.htm
[42] S. Narotzky, «El lado oculto del consumo», *Cuadernos de Antropología Social*, no. 26, pp. 21-39. 2007. [En línea]. Disponible en: https://www.redalyc.org/pdf/1809/180914245002.pdf
[43] Consejo Nacional de Política Económica y Social y Departamento Nacional de Planeación, «Política Nacional de Seguridad Alimentaria y Nutricional (PSAN)», Bogotá, Colombia, Documento CONPES Social 113, 2008. [En línea]. Disponible en: https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/Social/113.pdf
[44] H. Nguyen, «Sustainable food systems: Concept and framework», FAO, Roma, Italia, 2018. [En línea]. Disponible en: https://www.fao.org/3/ca2079en/CA2079EN.pdf
[45] R. Hamann, S. Giamporcaro, D. Johnston y S. Yachkaschi, «The role of business and cross-sector collaboration in addressing the "wicked problem" of food

insecurity», *Development Southern Africa*, vol. 28, no. 4, pp. 579-594. 2011. [En línea]. Disponible en: http://doi.org/10.1080/0376835x.2011.605581

[46] H. Maturana, «Reflexiones: ¿aprendizaje o deriva ontogénica?», en *Desde la biología a la psicología*, J. Luzoro García, Comp., Ed. 3, Santiago de Chile: Editorial Universitaria, 1996, pp. 36-53.

[47] N. Luhmann, *Sistemas sociales: Lineamientos para una teoría general*, Ed. 2. Barcelona: Anthropos - Universidad Iberoamericana - CEJA, 1998.

[48] H. Maturana, «Biología del fenómeno social», en *Desde la biología a la psicología*, 3a ed., J. Luzoro, Ed., Santiago de Chile: Universitaria, 1996, pp. 71-85.

[49] P. Hernández, *El fin de la izquierda: El desbordamiento de las izquierdas por el Globalismo oficial*. Córdoba, Esp.: Almuzara, 2023.

[50] H. Maturana, *La realidad: ¿objetiva o construida? Fundamentos biológicos de la realidad*, Ed. 2. Barcelona: Anthropos - Universidad Iberoamericana - ITESO, 2009.

[51] H. Maturana, *La realidad: ¿objetiva o construida? Fundamentos biológicos del conocimiento*, Ed. 2. Barcelona: Anthropos - Universidad Iberoamericana - ITESO, 2009.

[52] N. Luhmann, *Introducción a la teoría de sistemas*. México: Universidad Iberoamericana - ITESO - Anthropos, 1996.

[53] N. Luhmann, *La sociedad de la sociedad*. México: Herder - Universidad Iberoamericana, 2006.

[54] R. Echeverría, *Ontología del lenguaje*, Ed. 6. Santiago de Chile: Dolmen, 2003.

[55] L. J. Gómez Giraldo, «Humberto Maturana R.: El respeto por la coherencia», en *Grandes pensadores: Biólogos, etólogos, ecólogos y médicos*, J. Lopera Builes, Ed. Medellín: Universidad Nacional de Colombia, 2004, pp. 321-351.

[56] A. Ortiz Ocaña, *Humberto Maturana. Nuevos paradigmas en el siglo XXI: Psicología, educación y ciencia*. Bogotá: Distribooks, 2016.

[57] A. Ortiz Ocaña, *La investigación según Humberto Maturana: Al amor y la autopoiesis como epistemología y métodos de investigación*. Bogotá: Magisterio, 2016.

[58] A. Ortiz Ocaña, *La investigación según Niklas Luhmann: Epistemología de los sistemas y método sistémico de investigación*. Bogotá: Magisterio, 2016.

[59] N. Cartwright, «In Favor of Laws that Are Not *Ceteris Paribus* After All», *Erkenntnis*, vol. 57, no. 3, pp. 425-439. Nov. 2002. [En línea]. Disponible en: http://doi.org/10.1023/A:1021550815652

[60] H. Arendt, *La promesa de la política*. Barcelona: Paidós, 2008.

[61] V. Bush, *Science, the endless frontier*, Ed. del 75 Aniversario. Alexandria, VA: National Science Foundation, 2020. [En línea]. Disponible en: https://nsf-gov-resources.nsf.gov/2023-04/EndlessFrontier75th_w.pdf

Gestión del riesgo y profesionalización de los bomberos en Colombia: estado actual y desafíos

Kellys Salcedo Hurtado[1], Lina María Rojas[2], Leyla Jaramillo Zapata[1]

I. Introducción

La gestión del riesgo en Colombia ha experimentado una evolución significativa en las últimas décadas y se ha consolidado como un proceso social y estratégico fundamental para garantizar la seguridad, el bienestar y el desarrollo sostenible del país. Este progreso se ha logrado mediante la transformación de la capacidad de respuesta del Estado colombiano desde medidas extraordinarias y reactivas hacia una gestión integral del riesgo basada en principios de precaución y eficacia, lo que se evidencia en el tránsito institucional y jurídico que respalda esta labor como política pública [1]. El análisis jurídico-administrativo muestra cómo las capacidades estatales y los mecanismos de intervención inmediata han sido reorientados hacia este enfoque integral, lo que implica reconocer y fortalecer actores de primera respuesta en el Sistema Nacional de Gestión del Riesgo [2], [3]. En este marco, los cuerpos de bomberos, cuya función trasciende la extinción de incendios, ocupan un lugar central en este modelo, pues abarcan atención de emergencias, rescate en todas sus modalidades y gestión de incidentes con materiales peligrosos. Históricamente ligados a la vocación de servicio y liderazgo comunitario, su formación ha superado las prácticas empíricas e informales para afianzarse como un proceso de profesionalización alineado con estándares nacionales e internacionales.

[1] Grupo de Investigación en Tecnologías de la Información y Medioambiente (GITIMA), Tecnológico de Antioquia.
[2] Maestría en Gestión del Riesgo y Medioambiente, Tecnológico de Antioquia.

Desde sus orígenes, los bomberos han sido considerados los vigiles del fuego, quienes desarrollan habilidades y conocimientos especializados en la gestión de riesgos y emergencias. Esta organización tiene sus raíces específicamente en la Roma imperial, donde el emperador Augusto la estableció, en el año 6 d. C., con el nombre de *cohortes vigilum*, o los vigiles, considerada el primer cuerpo profesional de bomberos y policía nocturna y financiada por el Estado para combatir incendios urbanos recurrentes. Con el paso del tiempo, durante la Edad Moderna y la Revolución Industrial, el crecimiento acelerado de las ciudades acarreó la insuficiencia de los sistemas voluntarios y privados de extinción de incendios, lo que impulsó la progresiva municipalización del servicio, especialmente en Inglaterra y Estados Unidos [3], [4]. Este proceso histórico consolidó finalmente dicha labor como un servicio público esencial sustentado en la responsabilidad estatal de la seguridad urbana y la protección de la vida y la propiedad [5]-[7].

En Colombia, su historia ha tenido un carácter más comunitario y altruista, con los voluntarios y líderes locales que han prestado estos servicios no en virtud de una relación subordinada, sino de la solidaridad. Sin embargo, la ausencia de una estructura formativa formal y de un marco normativo unificado ha restringido su desarrollo técnico y científico, en perjuicio de la calidad y eficiencia de la respuesta ante emergencias. En reacción a esto, la legislación colombiana, mediante leyes como la 1523 de 2012 [32], ha establecido roles y responsabilidades para los bomberos dentro del Sistema Nacional de Gestión del Riesgo de Desastres, definiendo acciones de prevención, mitigación y respuesta y asignando las funciones de los cuerpos de bomberos [8].

Ahora bien, a pesar de que el personal ostenta variados niveles académicos, la ausencia de una caracterización sistemática de estos perfiles impide comprender integralmente la realidad del sector. Esta carencia de información dificulta el diseño de programas de formación alineados con las necesidades reales del servicio y limita la toma de decisiones estratégicas en materia de profesionalización. Si bien el Sistema Nacional de Cualificaciones y el Marco Nacional de Cualificaciones (MNC) en Colombia permiten la articulación de competencias mediante estándares claros, su implementación en los cuerpos de bomberos es aún incipiente. En la actualidad, los procesos de ascenso y especialización técnica no se encuentran plenamente armonizados con estos marcos nacionales, lo que restringe las trayectorias profesionales y la mejora continua del sector.

Este capítulo analiza el marco normativo, la organización y las funciones de los cuerpos de bomberos en Colombia, así como el estado actual de la formación y profesionalización de sus integrantes. Aborda, además, los principales desafíos y oportunidades en la gestión del riesgo y destaca la necesidad de una actualización tecnológica y curricular, una política de equidad de género

y la articulación con el Sistema Nacional de Gestión del Riesgo de Desastres. Finalmente, se proponen estrategias y recomendaciones para avanzar hacia una especialización efectiva que responda a las demandas de la sociedad y a los retos emergentes en la gestión integral del riesgo en Colombia.

II. Metodología

La investigación fue cualitativa y exploratoria. Se llevó a cabo utilizando elementos descriptivos, análisis normativo y rastreo de información para caracterizar y entender la población estudiada.

A. Análisis normativo

Se realizó un análisis normativo que permitió identificar los antecedentes académicos de ingreso y ascenso en la institución, con el fin de verificar la existencia de requisitos académicos para el ingreso y la progresión en la escala de grados establecida por la legislación.

B. Análisis de datos

Fuente de datos, depuración y delimitación

La fuente primaria de información fue el Registro Único de Estadísticas (RUE) de la Dirección Nacional de Bomberos de Colombia (DNBC). El corte temporal de la información se estableció en septiembre de 2022. El proceso de tratamiento de datos (*data cleansing*) se estructuró en tres fases para garantizar la integridad y validez de los resultados:

1) Criterios de inclusión institucional: de un total de 876 cuerpos de bomberos reportados, se seleccionaron únicamente aquellos en estado «activo» y «en vigilancia», lo que arrojó un universo de 806 instituciones entre voluntarias, oficiales y aeronáuticas.

2) Saneamiento de registros individuales: se inició con una población de 21 165 registros y se aplicaron algoritmos de limpieza para corregir inconsistencias en identificaciones, duplicidad de registros, errores de sintaxis y formatos de campo no parametrizados, tras lo cual se obtuvo un total de 21 152 registros depurados.

3) Filtrado por pertinencia operativa: con el fin de asegurar que la muestra reflejara exclusivamente la capacidad de respuesta y profesionalización técnica, se excluyeron registros de personal administrativo, retirado,

fallecido, inactivo o sancionado. La muestra final fue de 18 322 registros válidos, representativos del pie de fuerza operativo nacional.

Análisis estadístico y caracterización de variables

Se ejecutó un análisis estadístico descriptivo univariado y bivariado para comprender la distribución de la población, usando el nivel académico como variable central del estudio, la cual fue analizada en correlación con las siguientes dimensiones:

- Demográfica: género y rango etario.
- Institucional: tipo de cuerpo de bomberos (oficial, voluntario o aeronáutico) y rango/grado jerárquico.
- Geográfica: ubicación y cobertura regional.

El procesamiento de los datos permitió identificar brechas de formación y establecer frecuencias de distribución, lo que facilitó una visión integral del perfil socioprofesional del sector conforme a los estándares del MNC.

Limitaciones y consideraciones

Es necesario reconocer que, si bien el RUE es la fuente oficial más robusta del país, adolece de limitaciones propias de los registros administrativos de autorreporte. Entre estas, se identifica una falta de parametrización uniforme en el ingreso de datos históricos y posibles sesgos de desactualización en los niveles educativos de las unidades. Asimismo, los resultados presentan un sesgo de selección, ya que concentran los cuerpos de bomberos bajo vigilancia y control, excluyendo potencialmente la realidad de unidades en zonas con baja conectividad o escasa presencia institucional. Estas limitaciones sugieren que los hallazgos deben interpretarse como una aproximación a la estructura formal del sector y no como una lectura exacta de la realidad del personal operativo.

C. Análisis de estrategias de profesionalización

Se hizo una revisión documental de la clasificación única de ocupaciones y los requisitos educativos adjudicados a los grados de los bomberos. Además, se rastrearon programas de formación existentes y se propusieron nuevas iniciativas académicas alineadas con la misión y las funciones de bomberos, suboficiales y oficiales, desde el marco nacional de ocupaciones, para fortalecer su profesionalización. En la Fig. 1 se resumen las etapas descritas y sus principales características.

Etapas	Análisis normativo	Análisis de datos y delimitación	Niveles educativos	Estrategias de profesionalización
Enfoque	Antecedentes académicos para ingreso/ promoción	Base de datos RUE de bomberos	Categorización y frecuencia de variables	Requisitos educativos y programas de formación
Fuente de datos	Marco legal para bomberos	RUE	Datos analizados de cuerpo de bomberos	Documentación relacionada con ocupaciones de bomberos
Alcance	Requisitos para bomberos	806 cuerpos de bomberos activos	Variables demográficas y educativas	Marco nacional de ocupaciones
Limpieza de datos	N/A	Corrección o eliminación de registros irrelevantes	N/A	N/A
Variables	Prerrequisitos académicos	Demografía, educación y formación	Grado, género, edad, ubicación, educación y tipo	Niveles educativos y su relación con los rangos
Objetivo	Comprender los requisitos académicos	Extraer información relevante para el estudio	Comprender la distribución de datos	Identificar programas de formación y necesidades de desarrollo

Fig. 1. Etapas y características de la metodología.

III. Resultados

A. Referentes normativos

Clasificación, rangos y grados de los cuerpos de bomberos

De acuerdo con la legislación, en Colombia existen tres clases de cuerpos de bomberos: oficiales, aeronáuticos y voluntarios. Los oficiales, creados por los Concejos Municipales o Distritales, prestan servicios de gestión del riesgo de incendio, rescates y atención de materiales peligrosos en su jurisdicción. Los aeronáuticos, especializados y supervisados por la Autoridad Aeronáutica, cumplen las mismas funciones en aeropuertos y son los encargados de emergencias relacionadas con el sector aeronáutico. Por último, los voluntarios, organizados como asociaciones sin ánimo de lucro con personería jurídica, también brindan servicios de gestión del riesgo, rescates y atención de incidentes peligrosos, siempre que cuenten con un certificado de cumplimiento expedido por la DNBC [9].

Por otra parte, la jerarquía establecida en los reglamentos técnico, administrativo, operativo y académico de Colombia determina una estructura escalonada por grados que permite ascensos mediante el cumplimiento de requisitos normativos. Actualmente, salvo algunas excepciones, esta normativa no supedita los ascensos a niveles educativos. En la Tabla I se despliega la estructura de los rangos y grados establecidos en la legislación para las tres clases de cuerpos de bomberos.

Tabla I
Rangos y grados de los bomberos voluntarios, oficiales y aeronáuticos según la Resolución 661 de 2014 [10]

Voluntarios (artículo 3)		**Oficiales (artículo 32)**		**Aeronáuticos (artículo 33)**
Rango	Grado	Rango	Grado	Cargo SEI* (homologación de grados)
Aspirante	Aspirante	-	-	-
Bombero	Bombero	-	-	Rescate - línea de fuego - guardia
Suboficial	Cabo	Suboficial	Bombero	HAZMAT** - APH***
	-		Cabo de bomberos	-
	Sargento		Sargento de bomberos	Maquinista
Oficial	Subteniente	Oficial	Subteniente de bomberos	Instructor
	Teniente		Teniente de bomberos	Oficial de servicio
	Capitán		Capitán de bomberos	Jefe de estación
	-		Subcomandante de bomberos	Coordinadores regionales de bomberos
	-		Comandante de bomberos	-

* Servicio de Salvamento y Extinción de Incendios.
** *Hazardous materials* (materiales peligrosos).
*** Atención prehospitalaria.

Requisitos de ingreso y ascenso

La evidencia académica y normativa internacional demuestra que los cuerpos de bomberos han pasado de modelos de ingreso basados exclusivamente en la formación técnica a sistemas de profesionalización progresiva, donde se confiere un rol esencial a los requisitos académicos, especialmente en los procesos de ascenso. El ingreso inicial sigue requiriendo normalmente educación secundaria y certificaciones técnicas; no obstante, numerosos países han incorporado la educación postsecundaria y universitaria como requisito explícito o implícito para acceder a rangos de mando, respaldados por legislación o reglamentos institucionales.

En Colombia, la educación formal está organizada en tres niveles: preescolar, educación básica (primaria) y educación media (bachillerato) [11], mientras que la educación superior comprende dos niveles: pregrado (técnica profesional, tecnológica y profesional universitaria) y posgrado (especialización, maestría y doctorado) [12].

En los reglamentos que han normalizado la labor de los bomberos en Colombia, se han estipulado las consideraciones para el ingreso y los ascensos en la carrera, los cuales han presentado variantes mínimas en lo que respecta a los niveles académicos requeridos, con una predominancia sostenida del requisito del grado de bachiller. La Fig. 2 ilustra la evolución de las principales normativas, y la Fig. 3, los niveles académicos exigidos para ingreso y ascensos.

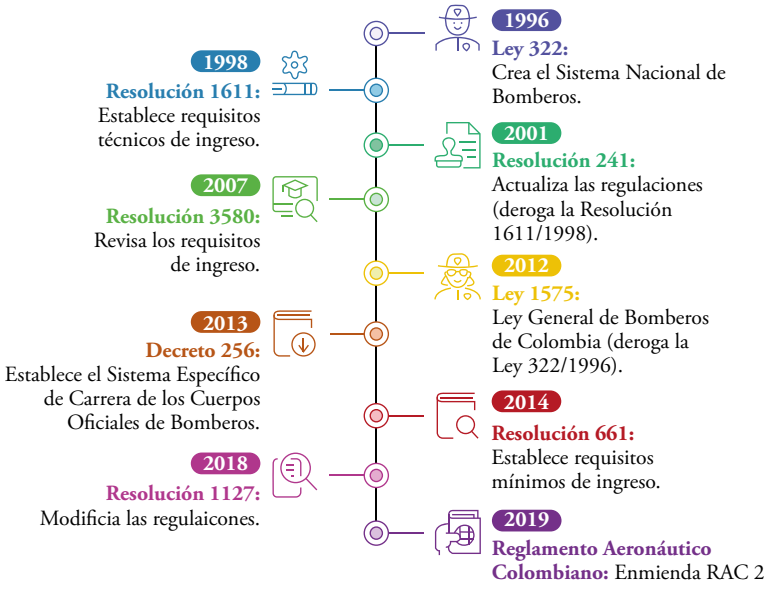


Fig. 2. Evolución de la normatividad de los cuerpos de bomberos en Colombia.

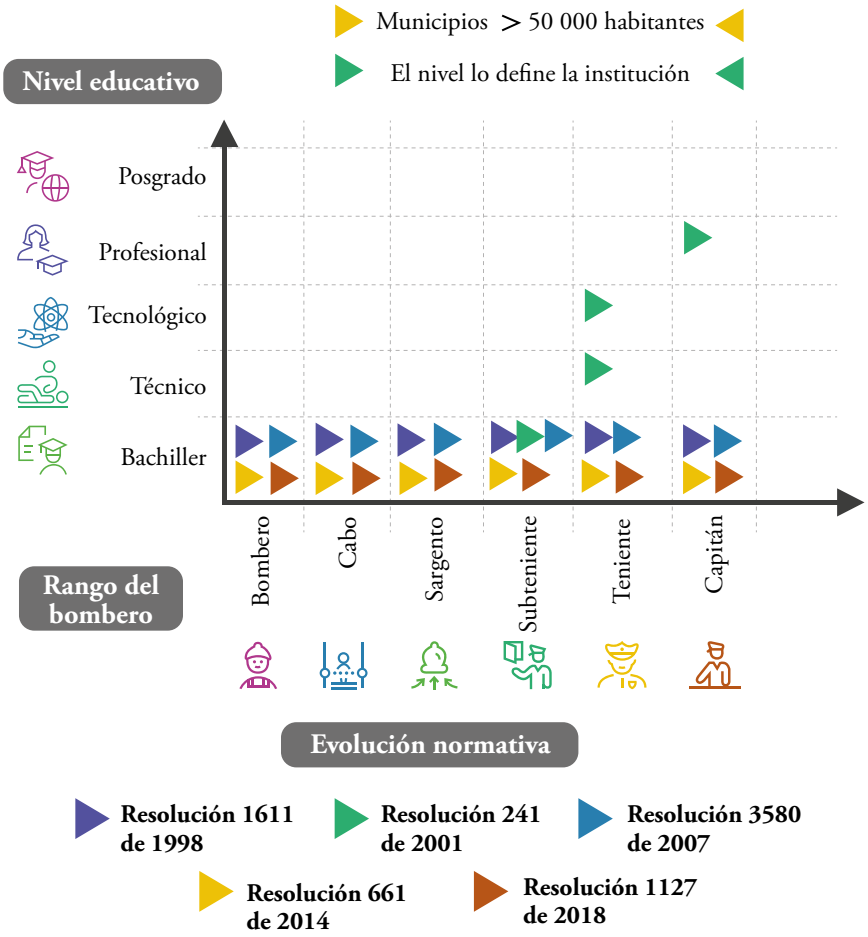


Fig. 3. Nivel académico requerido para ascensos según normatividad [10], [13]-[16].

Durante la vigencia de la Resolución 241 de 2001 [14], no fue requisito ser bachiller para ingresar a un cuerpo de bomberos, por lo que aún hay efectivos sin este nivel de formación. Además, las normas posteriores no especifican el mecanismo de transición en estos casos, lo que limita la profesionalización y el acceso a cargos que sí requieren formación mínima de bachillerato, cuestión que sigue sin resolverse. Por otra parte, de acuerdo con el Decreto Ley 256 de 2013 [17] y la Resolución 2610 de 2022 [18], los bomberos que integran los cuerpos oficiales y los aeronáuticos deben haber completado, como mínimo, la educación media.

El nivel académico predominante actualmente en los cuerpos de bomberos es el bachillerato, lo que limita el crecimiento académico y el desarrollo de habilidades avanzadas. La gradualidad en la educación formal brinda la oportunidad de afrontar diversas situaciones con mayor capacidad de análisis, por lo que la formación académica no debe ceñirse a una simple estandarización; de lo contrario, los profesionales solo estarán capacitados para actuar en eventos genéricos y específicos [19]. Estudios recientes en Asia evidencian que la progresión jerárquica está directamente condicionada por el nivel académico alcanzado, lo que refuerza la idea de que la educación formal constituye un eje estructural de la carrera bomberil moderna [20].

Los modelos consolidados en Estados Unidos, Europa y Asia, por un lado, y América Latina, por el otro, muestran una marcada diferenciación en lo que respecta a los requisitos académicos de ingreso y ascenso en los cuerpos de bomberos. En Estados Unidos, el ingreso suele exigir educación secundaria y certificaciones técnicas normalizadas conforme a los estándares de la National Fire Protection Association, mientras que el ascenso a rangos de mando incorpora, de manera progresiva, requisitos de educación postsecundaria y universitaria en ciencias del fuego, gestión pública o liderazgo, según normativas estatales y reglamentos de carrera [21]. En Europa, estas instituciones se enmarcan en regímenes administrativos especializados; así, en países como Alemania y España, las normativas nacionales y regionales exigen formación técnica para el ingreso y formación académica y de gestión específica para los ascensos a grados de oficiales, reguladas por leyes estatales y autonómicas, respectivamente [22], [23], mientras que, en el Reino Unido, la Ley de Servicios de Bomberos y Rescate [22] establece un modelo profesional en el cual la progresión jerárquica está supeditada a procesos formativos acreditados y a competencias certificadas.

En Asia, modelos fuertemente institucionalizados integran la educación formal en el desarrollo de la carrera bomberil. Así, por ejemplo, la ley de bomberos de la República Popular China [24] y la Ley de Organización del Gobierno Nacional de Japón [25] establecen sistemas de formación estatal obligatoria, en los cuales el ascenso depende de capacitación avanzada, exámenes nacionales y formación académica especializada en gestión de emergencias y administración pública.

En contraste, en América Latina predomina un enfoque técnico operativo. En el caso colombiano, se reconoce el servicio bomberil como esencial, pero no se imponen requisitos académicos superiores para el ingreso, mientras que el ascenso se rige por un sistema basado en mérito, capacitación institucional y gradualidad, sin exigencia de títulos universitarios [9], [17]. Un esquema similar se observa en Argentina, donde la Ley 25.054 prioriza la capacitación

técnica federativa [26], y en México, donde la ausencia de una ley general unificada da lugar a requisitos académicos heterogéneos definidos por reglamentos locales [27]. En síntesis, mientras los sistemas de Estados Unidos, Europa y Asia han integrado normativamente la educación formal progresiva como eje estructural del ingreso y, especialmente, del ascenso bomberil, en América Latina (incluida Colombia) la regulación continúa privilegiando la formación técnica y la experiencia operativa, relegando la educación académica superior a un rol complementario en lugar de vinculante.

La gestión del riesgo y los cuerpos de bomberos en Colombia

América Latina se encuentra entre las regiones con mayor vulnerabilidad ante eventos de desastre debido a su debilidad institucional, su limitado desarrollo socioeconómico y la falta de planeación y de actuación administrativa estratégica, así como por la escasa capacidad de respuesta de sus habitantes y del Estado frente a este tipo de situaciones [28]. De la misma forma, por sus condiciones de pobreza, desigualdad, conflictividad social, debilidad institucional y ubicación geográfica, Colombia es un país particularmente vulnerable y expuesto a diversas amenazas [29]. De allí que resulte relevante conocer la forma como el Estado colombiano ha evolucionado en su gestión del riesgo.

A partir de la expedición de la Ley 1575 de 2012 [9], se reconoce la labor de los bomberos como un servicio público esencial a cargo del Estado, el cual consiste en salvaguardar la vida, los bienes y los recursos naturales de la sociedad en lo que respecta a la prevención y atención de emergencias relacionadas con incendios, rescates e incidentes con materiales peligrosos. El Estado, pues, debe garantizar su prestación eficiente y de forma directa a todos los habitantes del territorio nacional, a través de cuerpos de bomberos oficiales, voluntarios y aeronáuticos.

Con la promulgación de la Ley 46 de 1988 [30], el Estado colombiano emprendió la creación de un Sistema Nacional para la Prevención y Atención de Desastres. Esta normativa representó un avance significativo al establecer un modelo de intervención basado en aspectos técnicos y en el ciclo de respuesta, que abarca las etapas de reducción, respuesta y recuperación. Este enfoque fue el primer paso para alinear el sistema colombiano con las necesidades de preparación y atención ante emergencias, sentando las bases para su posterior desarrollo institucional.

En 1989, el Decreto Ley 919 [31] estableció formalmente este sistema, sentando las bases que luego consolidaría la Ley 1523 de 2012 [32], la cual instituyó el Sistema Nacional de Gestión del Riesgo de Desastres, describiéndolo como «un proceso social orientado a la formulación, ejecución, seguimiento y evaluación de políticas, estrategias, planes […] y acciones permanentes» [32,

art. 1] para conocer, reducir y gestionar el riesgo y los desastres. Se plantea así un enfoque integral y participativo, en el cual la gestión del riesgo trasciende lo técnico y lo institucional e involucra activamente a toda la sociedad en aras de la seguridad, el bienestar y el desarrollo sostenible. En su estructura se designan las instancias específicas para la coordinación y la toma de decisiones:

- Consejo Nacional para la Gestión del Riesgo: responsable de la preparación, respuesta y rehabilitación, con representación de la Junta Nacional de Bomberos.
- Comité Nacional para el Manejo de Desastres: asesora y planifica la gestión de desastres, también con participación de la Junta Nacional de Bomberos.
- Instancias de Coordinación Territorial: encargadas de garantizar la efectividad y articulación de las acciones de conocimiento, reducción y manejo del riesgo, con intervención del delegado departamental o comandante del cuerpo de bomberos.

Desde la perspectiva de los principales actores, la gestión del riesgo involucra al Estado, que diseña las políticas y lineamientos, a las empresas privadas, que, por sus operaciones, son corresponsables de la protección del entorno, y a la comunidad, dentro de la cual los cuerpos de bomberos constituyen entes fundamentales de participación.

La Ley 1575 de 2012 (Ley General de Bomberos de Colombia) fortaleció el enfoque participativo en la gestión del riesgo, estableciendo que la protección contra incendios, los rescates y el manejo de materiales peligrosos son responsabilidad de todas las autoridades y los ciudadanos del país, lo que involucra a los municipios, los departamentos y la nación. Además, reconoció expresamente a los bomberos como parte fundamental del Sistema Nacional para la Prevención y Atención de Desastres, incluyendo tanto a los cuerpos oficiales, voluntarios y aeronáuticos como a las instituciones que los representan [9].

La implementación de las funciones de los cuerpos de bomberos, según la Ley General de Bomberos de Colombia, exige contar con profesionales capacitados que puedan realizar sus tareas con calidad y acorde con las necesidades específicas de cada territorio y comunidad, lo que destaca la importancia de promover una integración interdisciplinaria con otras profesiones que puedan complementar la misión bomberil. Las funciones y competencias de los bomberos pueden clasificarse según diferentes procesos de gestión del riesgo, como el conocimiento, la reducción del riesgo y el manejo de desastres, en línea con lo establecido en dicha ley, como puede apreciarse en la Tabla II.

Tabla II
Procesos de gestión del riesgo según las funciones y competencias de los cuerpos de bomberos

Procesos de la gestión del riesgo	Funciones
Conocimiento del riesgo	• Gestión integral del riesgo en incendios / Análisis de la amenaza de incendios • Servir como organismo asesor de las entidades territoriales en temas relacionados con incendios, rescates e incidentes con materiales peligrosos y seguridad humana • Apoyar a los comités locales de gestión del riesgo en asuntos bomberiles • Ejecutar los planes y programas que sean adoptados por las instituciones de los bomberos de Colombia • (Art. 42) Efectuar las inspecciones y revisiones técnicas de prevención de incendios y seguridad humana en edificaciones públicas y privadas y, particularmente, en los establecimientos públicos de comercio e industriales
Reducción de riesgos	No aplica.
Manejo de desastres	• Gestión integral del riesgo en incendios: » Atender los incidentes relacionados con incendios » Desarrollar todos los programas de prevención » Definir, desarrollar e implementar programas de mitigación » Llevar a cabo los preparativos para garantizar la respuesta oportuna, eficiente y eficaz • Adelantar los preparativos, la coordinación y la atención en casos de rescate • Adelantar los preparativos, la coordinación y la atención en incidentes con materiales peligrosos • Investigar las causas de las emergencias que atienden y presentar los respectivos informes oficiales a las autoridades competentes • Prestar el servicio de traslado de pacientes para la atención de emergencias médicas en salud de forma subsidiaria

Información basada en [9].

B. Caracterización de los bomberos en Colombia

El RUE, sistema desarrollado por la DNBC bajo la Ley 1575 de 2012, recopila y administra datos reportados por los cuerpos de bomberos. Incluye estadísticas de actividades de prevención y atención de incendios, rescates e incidentes con materiales peligrosos, así como información sobre equipos, recursos humanos y aspectos técnicos y operativos. A partir de estos datos, es posible caracterizar diversos aspectos de los cuerpos de bomberos en el país, como los que se presenta a continuación.

Distribución geográfica

De acuerdo con la normativa, cada municipio debe contar con su propio cuerpo de bomberos, ya sea oficial o voluntario, según su naturaleza de creación, en tanto que la Aeronáutica Civil exige la presencia de un cuerpo especializado en cada aeropuerto, según su categoría. La Fig. 4 muestra el porcentaje de cubrimiento de este servicio esencial discriminado por departamento.

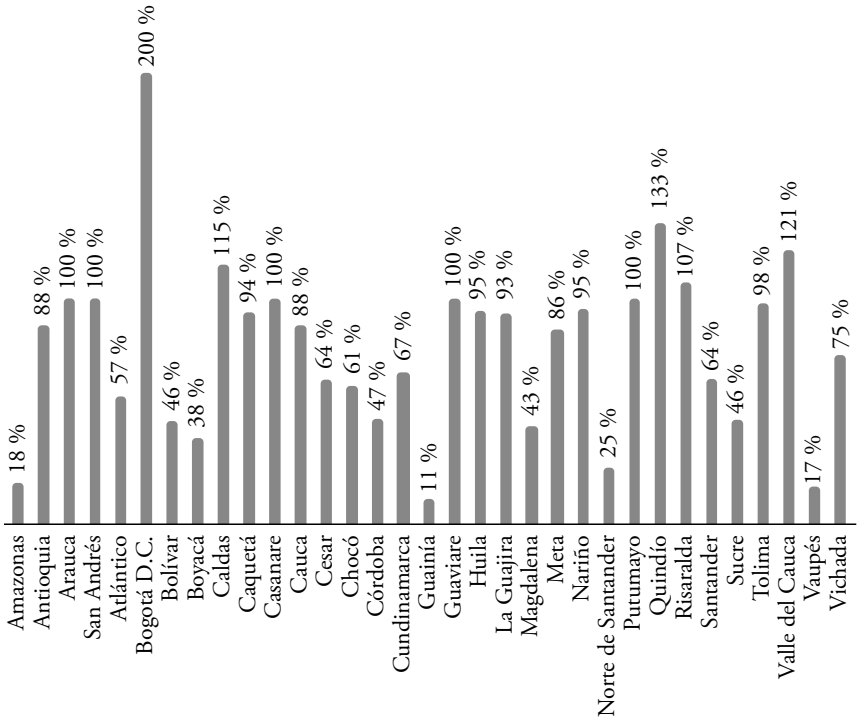


Fig. 4. Cubrimiento del servicio esencial de bomberos por departamento, basado en [33].

Al analizar los 1 123 municipios de los 33 departamentos de Colombia, se advierte que la distribución de los cuerpos de bomberos habilitados para ofrecer el servicio público esencial, excluyendo los cuerpos aeronáuticos en aeropuertos y considerando tanto voluntarios como oficiales, alcanza una cobertura del 72 % del territorio nacional. Es importante destacar que algunos departamentos cuentan con más cuerpos de bomberos que municipios, debido a que algunas jurisdicciones albergan múltiples unidades en veredas o corregimientos. Además, el 45 % de los departamentos ostenta una cobertura igual o superior al 50 %, mientras que el 24 % tiene una cobertura por debajo del 50 %. Solo el 30 % de los departamentos alcanza una cobertura del 100 %.

Por otro lado, los cuerpos pueden encontrarse en tres estados posibles: activos, cuando cumplen con los estándares normativos para la prestación del servicio público esencial; inactivos, cuando no cumplen con dichos estándares, y en vigilancia, cuando están prestando el servicio sujetos a un plan de mejoramiento tras un proceso de inspección, vigilancia y control por incumplimiento normativo. Según el RUE, de los 876 cuerpos registrados, 22 están inactivos, 23 en vigilancia y 831 activos (Fig. 5). De estos, 45 son aeronáuticos en estado activo, 806 son voluntarios y 25 oficiales.

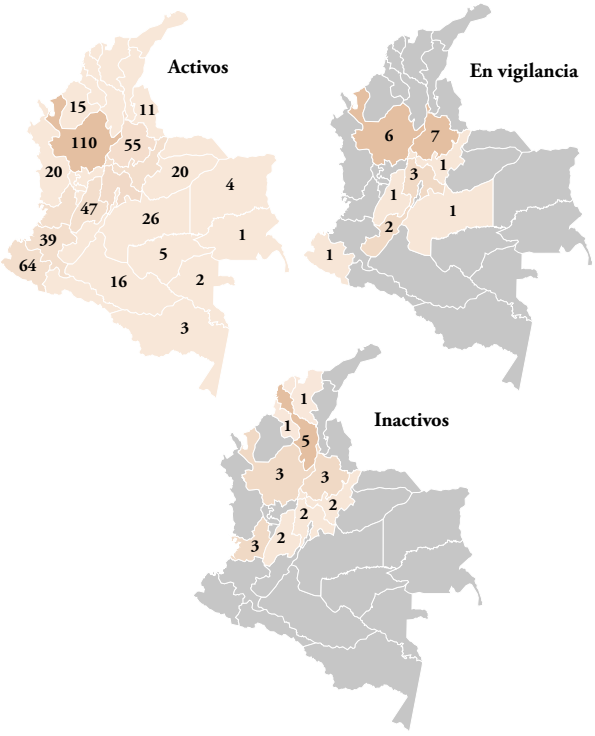


Fig. 5. Número de cuerpos de bomberos activos, inactivos y en vigilancia por departamento, basado en [33].

Los departamentos con mayor cantidad de bomberos son Valle del Cauca (12.6 %) y Antioquia (10.7 %), seguidos por Nariño (7.6 %) y Cundinamarca (7.2 %). La distribución completa puede verse en la Fig. 6. La marcada disparidad en la distribución geográfica del servicio, con el Valle del Cauca y Antioquia concentrando el 23.3 % del pie de fuerza nacional, frente a una presencia marginal en la región amazónica, sugiere una relación directa entre el desarrollo económico regional y la capacidad de respuesta ante emergencias. Este fenómeno se explica por el modelo de financiación basado en la sobretasa bomberil, el cual favorece territorios con elevada base catastral e industrial y deja en condición de vulnerabilidad los municipios de categorías 5 y 6.

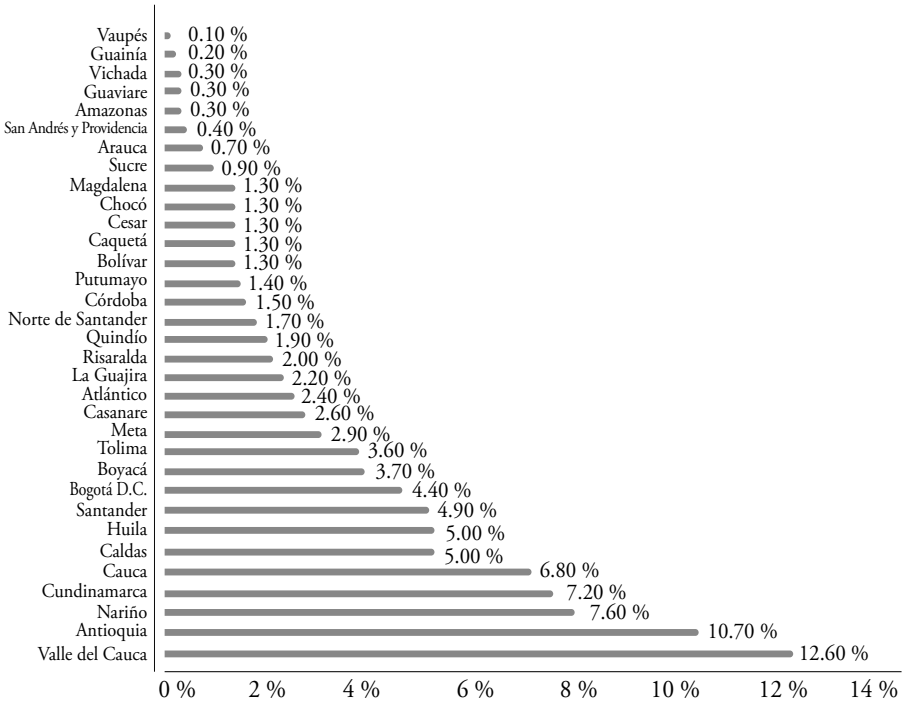


Fig. 6. Distribución de bomberos por departamentos en Colombia, basada en [33].

Esta estructura guarda similitudes con la evolución histórica de los cuerpos de bomberos en Estados Unidos, donde la municipalización del servicio fue impulsada por la necesidad de proteger activos económicos urbanos [3]. Sin embargo, en el contexto colombiano, esta asimetría representa un desafío para la equidad en la gestión del riesgo, pues ocasiona que la seguridad de los ciudadanos dependa de la solvencia fiscal de su municipio. Por otro lado, la existencia de cuerpos en estado de vigilancia o inactividad (Fig. 5) en zonas

periféricas pone en evidencia las barreras administrativas para cumplir con los estándares de la Ley 1575 de 2012, muestra de un tránsito institucional aún incompleto hacia la profesionalización.

Cuerpos de bomberos y niveles jerárquicos

Las tres clases de cuerpos de bomberos se distribuyen así: el 92 % corresponde a los cuerpos de bomberos voluntarios, el 7 % a los oficiales y el 1 % a los cuerpos de bomberos aeronáuticos.

Respecto a los niveles jerárquicos, se identificaron los siguientes grados y cargos: administrativo, bombero, cabo, sargento, sargento mayor, subteniente, teniente, capitán y mayor. No obstante, es importante aclarar que la denominación «administrativo» no hace parte de los rangos establecidos en el reglamento técnico vigente. Asimismo, los grados de sargento mayor y mayor son anteriores a la Ley 322 de 1996 [34], que reguló la estructura del sistema bomberil, pero siguen vigentes para quienes los ostentaban hasta su retiro, por lo que también forman parte de este análisis. La distribución de grados hallada puede verse en la Fig. 7.

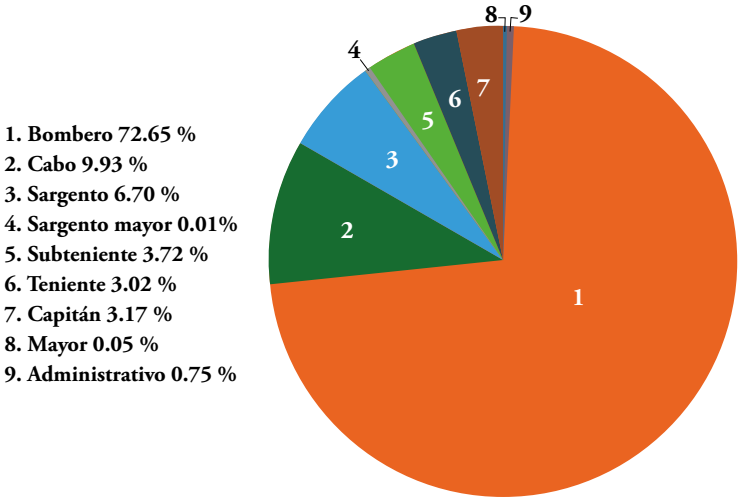


Fig. 7. Distribución general por grados, basada en [33].

El 72.65 % del personal tiene grado de bombero, el 16.64 % está constituido por suboficiales (cabos y sargentos), y el 9.96 %, por oficiales (subtenientes, tenientes, capitanes y mayores) [33].

Edades y géneros de la población bomberil

Según los datos del RUE, el personal femenino de los cuerpos de bomberos representa el 24.17 %, mientras que el masculino es de 75.85 %, lo que constituye una proporción aproximada de una mujer por cada tres hombres. No se detectan diferencias significativas en el desempeño, ya que ambos reciben la misma capacitación, enfrentan riesgos similares y atienden las emergencias sin tipificación por género, lo que demuestra un compromiso equitativo con la comunidad. En cuanto a la edad, el 50.62 % de los bomberos tiene entre 18 y 40 años; el 21.70 %, entre 40 y 50 años; el 12.67 %, entre 50 y 60 años, y el 7.61 % supera los 60 años. Es importante señalar que el 0.28 % está conformado por menores de 18 años, lo que contraviene la normativa vigente, la cual establece que el ingreso como aspirante es posible solo a partir de los 18 años y que la actividad operativa puede extenderse hasta los 70 años, cuando dejan de ser considerados bomberos activos, aunque permanecen en la institución hasta su retiro. Además, el 7.16 % de los registros carece de clasificación de edad por ausencia de información en el campo de fecha de nacimiento.

Niveles educativos

La educación es un factor de gran relevancia, pues, cuanto más capacitado está el personal bomberil, mayor es su tendencia al desarrollo y el mejoramiento de los procesos y programas de prevención [35]. Se analizaron las categorías correspondientes a educación técnica, tecnológica, tecnológica especializada, universitaria, especialización, maestría y doctorado, pero la falta de estandarización en el ingreso de datos al RUE y la no obligatoriedad de algunos campos impiden una identificación precisa de todos los niveles y, por ende, un análisis completo. En la Tabla III se exponen las cifras halladas correspondientes a los niveles identificados.

Tabla III
Consolidado general del nivel educativo

Nivel educativo	Cantidad	Porcentaje
Sin dato	14 167	77.32 %
Técnica	2 080	11.35 %
Tecnológica	654	3.57 %
Tecnológica especializada	33	0.18 %
Universitaria	1 040	5.68 %
Especialización	287	1.57 %
Maestría	53	0.29 %

Nivel educativo	Cantidad	Porcentaje
Doctorado	8	0.04 %
Total	**18 322**	**100 %**

Basada en [33].

El análisis reveló que 4 155 de los 18 322 bomberos poseen formación técnica o superior, pero, como se ve, no fue posible categorizar 14 167 unidades debido a la falta de información. Por lo tanto, para este estudio se consideran los 4 155 bomberos con formación académica identificada, correspondientes al 22.68 % del universo estudiado. El hecho de que el 77.32 % de los registros carezca de información educativa revela una miopía institucional y es evidencia de que el RUE funciona actualmente como un repositorio administrativo, en lugar de ser una herramienta de planificación estratégica. Esta carencia invalida cualquier intento de alineación inmediata con el MNC, pues la base de fuerza operativa permanece en la invisibilidad académica. Los resultados para los registros considerados, según su distribución porcentual, se muestran en la Fig. 8.

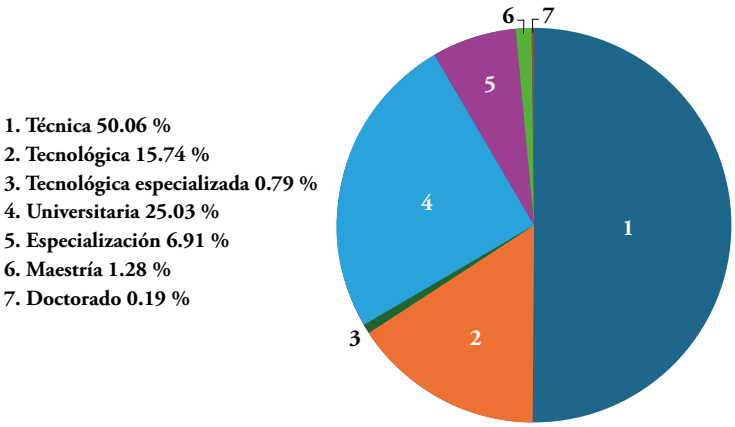


Fig. 8. Distribución por niveles académicos, basada en [33].

El análisis revela que el nivel técnico es el predominante, ya que representa el 50.06 % de los datos, seguido por los niveles universitario (25.03 %), tecnológico (15.74 %) y especialización (6.91 %). No se hallaron registros de bomberos con nivel técnico profesional.

Consideramos que contar con más profesionales de nivel académico superior posibilitaría una mayor capacidad de análisis, pensamiento crítico y gestión del riesgo en los cuerpos de bomberos. En tanto que la formación básica facilita tareas operativas repetitivas, el ascenso a niveles técnico-laborales

permite aplicar conocimientos más especializados, enfocados en la visión estratégica, la investigación y la aplicación científica.

Geográficamente, Antioquia y Valle del Cauca tienen la mayor presencia de bomberos con nivel técnico, mientras que en departamentos como Guainía, Vaupés, Vichada, Amazonas, Guaviare, Sucre y Arauca, así como en el Distrito Capital, la proporción de técnicos es muy baja o incluso nula. Estas diferencias exponen una oportunidad de crecimiento académico en el sector, aunque la falta de obligatoriedad de una trayectoria profesional limita la priorización de la formación superior. La distribución geográfica influye, asimismo, en las divergencias en materia de desarrollo y gestión, ya que niveles académicos elevados propician procesos más tecnificados, mayor producción investigativa y un acceso más amplio a instituciones educativas y a la oferta académica en general.

La distribución de los niveles académicos en las distintas clases de cuerpos de bomberos puede observarse en la Fig. 9. El l 97 % de los datos corresponde a voluntarios; el 2 %, a oficiales, y el 1 %, a aeronáuticos. En el caso de los cuerpos de bomberos voluntarios (Fig. 9a) prevalecen los siguientes niveles educativos: 48.5 % en el nivel técnico, 24.1 % en el profesional universitario y 15.2 % en el tecnológico.

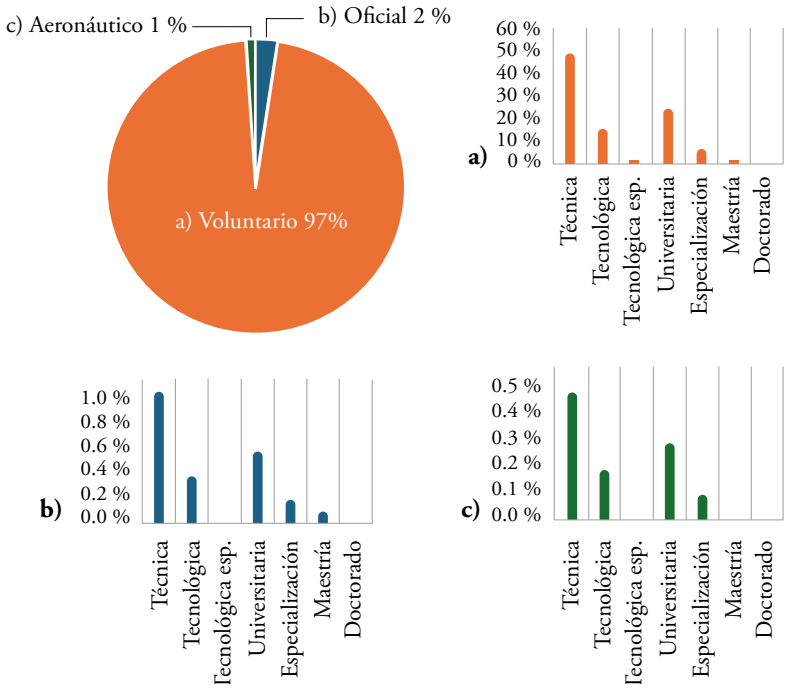


Fig. 9. Caracterización del nivel educativo por clase de cuerpo de bomberos: a) voluntario, b) oficial, c) aeronáutico, basada en [33].

La Fig. 10 muestra la distribución de los niveles educativos por grados. El 65.0 % de la población analizada pertenece al rango de bombero, del cual la mayor parte posee formación técnica (35.0 %), seguida de los bomberos con educación universitaria (15.2 %). En el grado de cabo se identificó un 11.9 % de la población, principalmente con nivel técnico (7.1 %). Entre los rangos de sargento, subteniente, teniente y capitán, destaca la formación universitaria y técnica, en intervalos que varían entre 1.2 % y 2.2 %. La experiencia de estos oficiales es clave para la transferencia generacional. Los grados de sargento mayor y mayor no exhiben niveles académicos superiores al técnico, lo que sugiere una prevalencia de educación media o inferior. En menor proporción, se registran magísteres (0.5 %) y doctores (0.1 %) en todos los rangos, lo que evidencia que la formación académica avanzada está presente en un grupo muy reducido de integrantes.

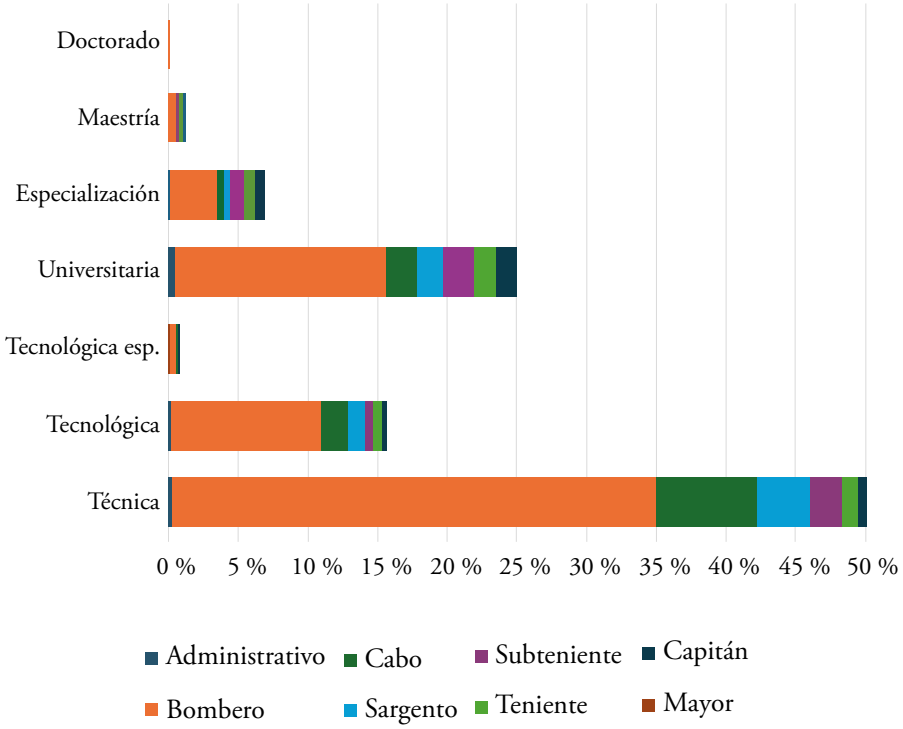


Fig. 10. Caracterización del nivel educativo por grados, basada en [33].

Esta distribución por grados registra una profesionalización asimétrica. Mientras los altos mandos (capitanes) muestran una mayor tendencia a la formación universitaria, los mandos medios y el personal operativo se concentran en el nivel técnico. Esta estructura sugiere que el conocimiento especializado no se está transfiriendo de manera equitativa a lo largo de la escala jerárquica, lo que puede generar cuellos de botella en la toma de decisiones críticas durante incidentes complejos, en medio de los cuales el pensamiento científico y el análisis de riesgos deben primar sobre la tradición operativa.

En cuanto a distribución por edad, en los bomberos de entre 30 y 40 años (32.1 %) predominan los niveles técnico (15.8 %) y universitario (8.2 %); en aquellos de entre 18 y 30 años (14.8 %), el técnico (5.3 %), y en el grupo de entre 40 y 50 años (23.9 %), el técnico (11.2 %) y el universitario (6.1 %). Solo el 0.1 % de los bomberos menores de 18 años cuenta con formación técnica. Respecto a la formación avanzada, los doctores se distribuyen en los rangos de 40-50 años y 50-60 años (cada uno con el 0.1 %).

Según esta estructura demográfica, el hecho de que más del 50 % de la población bomberil se concentre entre los 18 y los 40 años puede garantizar una alta capacidad de respuesta física inmediata. Por otra parte, desde una perspectiva crítica, esta juventud operativa contrasta enormemente con el 7.61 % del personal que supera los 60 años, lo que revela una tensión entre la vocación de servicio vitalicia y la seguridad operacional. A diferencia de modelos profesionales como los de Japón y Estados Unidos, que estipulan edades de retiro obligatorio estrictas por razones de salud ocupacional y eficiencia táctica, en Colombia la prevalencia de bomberos de edad avanzada en el servicio activo sugiere un vacío en las políticas de bienestar y relevo generacional. Este fenómeno tiene raíces culturales e institucionales, ya que, en el modelo de voluntariado, el bombero no se jubila de su actividad vocacional y, ante la falta de esquemas de protección social robustos, la institución se convierte en su principal entorno de permanencia. En definitiva, la continuidad de personal mayor de 60 años en labores operativas, sumada al hallazgo crítico de un 0.28 % de registros de menores de 18 años, corrobora la existencia de fallas en los controles de supervisión administrativa. Esta falta de rigor en los límites etarios no solo pone en riesgo la integridad de los individuos, sino que además dificulta la transición hacia un cuerpo profesionalizado, basado en estándares internacionales de aptitud física y técnica.

C. Posibilidades de profesionalización del bombero

Ser profesional no se reduce a la puesta en práctica de técnicas y procedimientos especializados, sino que consiste en la profesionalización de una ocupación como la del bombero. Al respecto, Tejada Fernández [36] define la

profesionalización como un proceso que se articula a partir de la construcción de la identidad profesional, las competencias profesionales, los requisitos de acceso, la formación asociada, el desarrollo de la carrera y los procesos de evaluación del desempeño, y que cuenta con una ruta clara establecida desde la formación en los claustros académicos.

Las posibilidades de profesionalización del bombero se materializan únicamente cuando hay coherencia sistémica entre norma, estructura de carrera, formación y cultura organizacional. La comparación de los estudios analizados permite concluir que los modelos exclusivamente normativos, carentes de legitimidad interna, y los enfoques centrados únicamente en la formación individual, sin reformas estructurales en los sistemas de ascenso, resultan insuficientes para consolidar cuerpos de bomberos profesionales. Para América Latina, y para Colombia en particular, el escenario futuro de profesionalización exige una transición hacia modelos integrales que incorporen: 1) sistemas de ascenso transparentes y justos, con evaluación real del desempeño operativo; 2) trayectorias formativas progresivas, en las cuales la educación superior sea un criterio vinculante en los niveles de mando, y 3) planes de sucesión orientados al desarrollo de competencias estratégicas acordes con la complejidad creciente de los riesgos y de la gestión pública contemporánea [20], [37]. Bajo este esquema integrado, la profesionalización del bombero deja de ser un atributo individual o una aspiración normativa para convertirse en una política organizacional y estatal destinada a garantizar la eficacia, la legitimidad y la sostenibilidad del servicio bomberil.

En Colombia, el MNC, parte del Sistema Nacional de Cualificaciones, define ocho niveles ordenados según conocimientos, destrezas y actitudes aplicables en estudio y trabajo. Conforme al Decreto 1649 de 2021, el MNC facilita la estructuración de programas educativos y la certificación de competencias necesarias para reconocer la capacidad de desempeñar funciones específicas en un empleo [38], [39].

La Clasificación Única de Ocupaciones para Colombia (CUOC) describe los niveles de competencia para las ocupaciones ejercidas en el país, de acuerdo con su cualificación y sus competencias (Tabla IV). Esta clasificación nos ha permitido determinar la relación entre los niveles de competencia y los rangos de los bomberos, expuesta en la Tabla V.

Tabla IV
Niveles de competencia CUOC - Formación académica y para el trabajo

Niveles de competencia			
Nivel 1	**Nivel 2**	**Nivel 3**	**Nivel 4**
Funciones físicas o manuales, simples y rutinarias	Funciones relacionadas con la operación de maquinaria y equipos electrónicos; conducción de vehículos; mantenimiento y reparación de equipo eléctrico y mecánico, y manipulación, ordenamiento y almacenamiento de información	Funciones técnicas y prácticas complejas, que exigen un acervo de conocimientos de hecho, técnicos y de procedimientos en un área especializada	Funciones que exigen la solución de problemas complejos, la toma de decisiones y la creatividad sobre la base de un amplio conocimiento teórico y fáctico en una especialización determinada
Básica primaria (5.º grado)	Normalista superior Técnica laboral Educación media - bachillerato académico o técnico Básica secundaria (9.º grado)	Tecnología Especialización tecnológica Técnica profesional Especialización técnica	Doctorado, posgrado o equivalente Maestría Especialización en salud Especialización universitaria Profesional universitario

Basada en [40].

Tabla V
Clasificación de ocupaciones de los bomberos

Nivel	Grupo	Nombre	Nivel de competencia
Gran grupo	5	Trabajadores de los servicios y vendedores de comercios y mercados	
Subgrupo	54	Personal de los servicios de protección	
Subgrupo	541	Personal de los servicios de protección	
Grupo primario	5411	Bomberos	
Ocupaciones	54111	Oficiales de bomberos	4
	54112	Suboficiales de bomberos	3
	54113	Bomberos	2
	54114	Rescatistas	2

Basada en [39].

La CUOC establece el alcance de cada ocupación, con respecto a la jerarquía, la estructura de mando, la dirección, el seguimiento de órdenes y el cumplimento de tareas, para rangos como oficiales de bombero, suboficiales de bombero, bomberos y rescatistas. En este contexto, resulta fundamental diseñar estrategias de profesionalización que integren el marco legal y la formación académica desde un enfoque profesional, las cuales requerirán mecanismos de financiamiento que faciliten el acceso de los bomberos a los programas de educación superior y su incorporación a los claustros académicos.

La CUOC presenta, además, los rangos de los bomberos clasificados en los niveles de competencia, lo que determina la orientación académica en cada grado. Esto, como se ha visto, no ha sido implementado en la formación actual de los bomberos del país ni en el marco normativo vigente para los respectivos ascensos. En este sentido, se propone un marco general que asocia los rangos, niveles educativos y niveles de competencia, el cual se muestra en la Tabla VI.

Tabla VI
Asociación de los rangos, niveles de competencia y niveles educativo

Rango	Nivel de competencia	Nivel educativo por nivel de competencia
Bomberos	2	Normalista superior Técnica laboral Educación media - bachillerato académico o técnica Básica secundaria (9.º grado)
Suboficiales de bomberos	3	Tecnología Especialización tecnológica Técnica profesional Especialización técnica
Oficiales de bomberos	4	Doctorado, posgrado o equivalente Maestría Especialización en salud Especialización universitaria Profesional universitario

Basada en [39].

El establecimiento de una ruta de profesionalización basada en las ocupaciones y los niveles de competencia requiere cambiar o, por lo menos, ajustar el modelo de formación actual de los bomberos, teniendo en cuenta acciones y estrategias como la actualización normativa, el acceso a la oferta educativa nacional, los mecanismos de financiación y la creación de rutas de profesionalización. A continuación se describen estas acciones.

Actualización normativa

Esta se presenta como una estrategia fundamental para ampliar la profesionalización de los bomberos en Colombia. Su implementación requiere la creación y el fortalecimiento de instituciones dedicadas al desarrollo humano y técnico del sector, en concordancia con lineamientos del Ministerio de Educación Nacional y en coordinación con las secretarías de educación territoriales, previa aprobación de la DNBC.

Entre estas actualizaciones destacan la revisión del Decreto Ley 256 de 2013 [17], que regula la carrera de los bomberos oficiales, del Decreto 785 de 2005 [41], que establece la clasificación, las funciones y los requisitos de empleo en las entidades territoriales, y de la Ley 909 de 2004 [42], que regula el empleo público en dichas entidades. Además, se recomienda ajustar las normativas específicas para los bomberos aeronáuticos, en línea con las de la Aeronáutica Civil. También es necesario reformar los reglamentos técnico, administrativo, operativo y académico de los cuerpos de bomberos para vincular los requisitos de ascenso con los niveles de competencia y normativas relacionadas, con el fin de promover una carrera profesional más estructurada, homogénea y acorde con estándares de cualificación y formación actualizados.

La profesionalización del bombero es un desafío estructural y multifactorial que trasciende la mera formalización normativa del servicio y requiere la articulación coherente entre marcos legales, sistemas de carrera, formación académica y legitimidad organizacional. La evidencia empírica demuestra que, incluso en contextos fuertemente institucionalizados, como el del sistema nacional de bomberos de Corea del Sur, la existencia de normas claras de ascenso no garantiza la percepción de profesionalización cuando los procesos promocionales carecen de transparencia, equidad y reconocimiento del desempeño operativo, lo que suscita desconfianza, desmotivación y debilitamiento del compromiso institucional [20]. Este hallazgo es especialmente relevante para América Latina, donde los cuerpos de bomberos son reconocidos legalmente como prestadores de un servicio público esencial, pero continúan operando bajo esquemas de promoción en los que predominan la discrecionalidad, la centralización administrativa y la antigüedad, sin mecanismos robustos de evaluación objetiva ni retroalimentación formal. En el caso colombiano, aunque la Ley 1575 de 2012 y el Decreto 256 de 2013 establecen principios de mérito y gradualidad, no incorporan criterios explícitos de desarrollo académico progresivo ni garantizan la alineación entre funciones operativas reales y oportunidades de ascenso, situación que reproduce tensiones organizacionales similares a las identificadas en escenarios internacionales.

Acceso a la oferta educativa nacional

Dada la naturaleza interdisciplinaria de sus funciones, que involucra conocimientos de ingenierías, ciencias sociales, ciencias naturales y de la tierra, entre otras áreas, es imprescindible fortalecer mecanismos que faciliten su formación en estos campos. Una alternativa es que la DNBC celebre convenios con instituciones educativas públicas y privadas que propicien el ingreso y la continuidad formativa en distintos niveles académicos.

Actualmente, los datos del RUE muestran que la mayor parte de los bomberos cuenta, a lo sumo, con formación de bachiller, por lo que es fundamental garantizar que todos ellos alcancen, como mínimo, este nivel educativo, estrategia que debe ser respaldada por las secretarías de educación departamentales mediante la promoción del acceso y la permanencia en programas de educación para el trabajo y el desarrollo humano. Esto permitiría incluir a aproximadamente el 77 % de los bomberos del país en la franja de formación mínima. Además, se habilitarían rutas de ingreso a programas de educación superior, desde la formación técnica y tecnológica hasta la universitaria, adaptando la oferta a las aspiraciones y necesidades educativas de aproximadamente el 23 % de los bomberos con formación técnica o superior, de los cuales el 32 % podría acceder a estudios de posgrado que acrecentarían sus competencias y conocimientos especializados.

La estabilización de estos niveles formativos podrá medirse con la colaboración de las instituciones de educación superior, encargadas de elaborar estándares educativos de cualificación previa, en articulación con la Junta Nacional de Bomberos. Finalmente, en el sector aeronáutico, la normativa de la Aeronáutica Civil podrá asegurar la capacitación especializada, conforme a las regulaciones aeronáuticas aplicables.

La educación superior constituye un factor determinante en la profesionalización del bombero en contextos organizacionales complejos y dinámicos. Por ejemplo, estudios en el marco del sistema estadounidense han concluido que la formación universitaria no sustituye la instrucción técnica ni la experiencia en emergencias, pero sí fortalece competencias estratégicas esenciales como el pensamiento crítico, la comunicación, la toma de decisiones y el liderazgo, que se tornan más indispensables a medida que el bombero asciende en la jerarquía y asume responsabilidades administrativas, presupuestales y de gestión interinstitucional. La progresión identificada entre nivel jerárquico y exigencia académica respalda la pertinencia de modelos como el National Professional Development Model, en los cuales la educación formal se integra de manera progresiva, según el grado de responsabilidad organizacional, de modo que ofrecen una ruta clara de desarrollo profesional sostenible [37]. No obstante, la evidencia muestra también resistencias culturales dentro de los cuerpos de bomberos, donde la educación superior suele percibirse como irrelevante para el desempeño operativo inmediato, lo que obstaculiza su incorporación como requisito estructural en los sistemas de carrera. Esta tensión entre cultura operativa y exigencias organizacionales revela que la profesionalización no depende exclusivamente de la oferta educativa, sino de su reconocimiento normativo y su integración efectiva en los procesos de ascenso y sucesión.

Mecanismos de financiación

La mayoría de los bomberos en Colombia opera en unidades voluntarias, lo que dificulta su acceso a la educación formal debido a la insuficiencia de recursos para costear las matrículas. La empleabilidad de los efectivos remunerados o de planta depende, en gran medida, del presupuesto anual del cuerpo, el cual proviene, en su mayor parte, del impuesto de la sobretasa bomberil estipulado en la normativa y, en algunos casos, de recursos propios gestionados por las instituciones. Sin embargo, actualmente no existen estudios que indiquen con precisión los salarios de los bomberos voluntarios, lo que dificulta la planificación presupuestal y, por ende, el acceso a la capacitación.

Para la profesionalización se requiere crear mecanismos de financiamiento que posibiliten la continuidad en la educación, además de vías preferenciales de ingreso a instituciones educativas, considerando su condición de población especial. La Ley 1575 de 2012 y el Decreto 527 de 2013 determinan el establecimiento del Fondo Nacional de Bomberos, destinado a financiar proyectos aprobados por la Junta Nacional en materia de capacitación, infraestructura y programas educativos en gestión del riesgo [9], [43].

También sería conveniente asignar una parte del presupuesto nacional a la subvención de estudios que abarquen desde el bachillerato hasta la educación superior, con prioridad para los bomberos en proceso de ascenso. Asimismo, abrir espacios de diálogo con el Ministerio de Educación Nacional facilitaría la gestión de recursos en instituciones de educación superior; en concreto, la asignación de cupos y el financiamiento en programas relacionados con la misión bomberil. Finalmente, convenios de descuentos en matriculas con instituciones educativas para especializaciones, maestrías y doctorados constituirían una estrategia eficaz para potenciar la profesionalización del sector.

Definir ruta de profesionalización

Para garantizar una formación integral, actualizada y alineada con la gestión del riesgo, es fundamental el establecimiento de una ruta de profesionalización intencionada, dirigida a las profesiones que coadyuven al mejor desempeño de los bomberos en sus campos disciplinares y en las funciones determinadas por la normatividad. Esta estrategia permitirá fortalecer sus competencias técnicas, éticas y de liderazgo por medio de la creación de programas académicos especializados, rutas claras de ascenso y reconocimiento profesional y mecanismos efectivos de formación sostenida. Además, contribuirá a mejorar la calidad del servicio, potenciar la respuesta ante emergencias complejas y consolidar una carrera profesional sólida. En la Tabla VII se presentan las opciones de orientación curricular según los niveles de competencia, basadas tanto en programas existentes como en la creación de nuevos programas.

Tabla VII
Orientación curricular según nivel de competencia y nivel académico recomendado

Rango	Grado	Nivel de competencia	Nivel académico mínimo	Opción de orientación curricular
Suboficiales	Bombero	2	Bachillerato Técnica laboral	Técnico laboral bombero Técnico en incendios, rescates y otras emergencias asociadas
Suboficiales	Cabo	3	Técnica profesional	Técnico profesional en: • Atención prehospitalaria (APH) • Emergencias y administración de cuerpo de bomberos
Suboficiales	Sargento	3	Tecnología	Tecnólogo en: • APH • Salud ocupacional - Seguridad y salud en el trabajo • Ambiental y afines, • Construcción • Gestión administrativa y afines • Gestión de proyectos y afines • Logística de emergencias • Seguridad humana e inspecciones contraincendios • Administración con énfasis en cuerpo de bomberos

Rango	Grado	Nivel de competencia	Nivel académico mínimo	Opción de orientación curricular
Oficiales	Subte-niente	4	Profesional universitario	• Programas profesionales universitarios existentes • Profesional en ciencias del fuego • Ingeniería en sistemas de protección contra incendios y seguridad humana • Profesional universitario bombero y ciencias del fuego • Profesional en educación para emergencias
Oficiales	Teniente	4	Especialización universitaria	Especializaciones en áreas afines a la gestión del riesgo, protección contra incendios y sistemas de información geográfica Crear lineamiento general para programas de especialización en: • Investigación de incendios • Sistemas de protección contra incendios y seguridad humana • Administración de cuerpo de bomberos y emergencias • Incendios forestales y cambio climático • Gestión de incendios y emergencias • Cooperación internacional para emergencias
Oficiales	Capitán	4	Especialización universitaria Maestría	Maestrías existentes e intencionadas en áreas afines a la gestión del riesgo, protección contra incendios y sistemas de información geográfica Crear lineamiento general para programas de maestría en: • Ciencias del fuego • Sistemas de protección contra incendios • Investigación de incendios y emergencias

La ruta académica para la profesionalización del bombero deberá fundamentarse en un modelo escalonado de desarrollo profesional, en el cual la formación técnica inicial se articule progresivamente con niveles tecnológicos, pregrados universitarios y posgrados, en correspondencia directa con el aumento de la complejidad del rol, la responsabilidad decisional y el impacto organizacional del ejercicio bomberil. Este modelo reconoce que la respuesta operativa eficaz requiere competencias técnicas especializadas, pero la conducción de organizaciones modernas, caracterizadas por la asunción de riesgos multiamenaza, alta exposición pública y creciente interdependencia institucional, demanda, adicionalmente, competencias analíticas, de gestión, liderazgo, investigación aplicada y comprensión del comportamiento humano en emergencias, adquiridas principalmente a través de la educación superior formal [37], [44]. Los principios rectores de la propuesta: progresividad académica, mérito, coherencia entre función y formación e integración entre experiencia operativa y conocimiento científico, se alinean con la literatura internacional que señala que la profesionalización de los servicios de emergencia se logra cuando la educación deja de ser un elemento accesorio y se convierte en un componente estructural de la carrera [7], [45]. La evidencia empírica demuestra que sistemas en los cuales el ascenso no se corresponde con trayectorias académicas claras tienden a experimentar déficits de legitimidad organizacional, percepción de injusticia y exigua motivación del personal, aun cuando cuenten con marcos normativos formales, como se ha documentado en estudios recientes sobre sistemas bomberiles altamente institucionalizados [20]. En contraste, los modelos que integran formación técnica, universitaria y posgraduada exhiben mayores niveles de profesionalismo, capacidad de adaptación a escenarios complejos y desempeño estratégico, especialmente en funciones de mando y planificación [44]. De allí la necesidad de acoger esta propuesta, no solo para elevar el estatus profesional del bombero, sino también para garantizar la sostenibilidad, eficacia y legitimidad de su servicio público, en coherencia con la evolución internacional de la gestión del riesgo y las exigencias contemporáneas de los sistemas de protección civil.

IV. Conclusiones

El análisis de la información disponible revela que la calidad y la confiabilidad de los datos registrados en el RUE requieren aún mejoras importantes. La falta de parametrización en los campos de ingreso y la inexistencia de denominaciones unificadas disminuyen la precisión y, por ende, la utilidad de la base actual, lo que hace imprescindible que la DNBC implemente estrategias pedagógicas y técnicas que garanticen un ingreso de datos correcto, consistente y confiable.

Por otra parte, la distribución de los niveles académicos de los bomberos en Colombia —con un 50 % en formación técnica y un 25 % en formación universitaria, para un total de 75 %— refleja una estructura fundamentalmente operativa. Aunque la normativa vigente no exige niveles superiores al bachillerato para el ingreso, es fundamental reconocer que la educación superior fortalece la capacidad de análisis, fomenta el pensamiento crítico y permite una mejor gestión de fenómenos de riesgo, especialmente frente a los desafíos y riesgos actuales y emergentes.

Asimismo, la ausencia de un marco normativo unificado, que vincule los niveles de competencia, la carrera profesional y la formación académica, retrasa el avance del sector. El actual marco de referencia, basado en antigüedad y capacitación informal, no favorece el desarrollo de la profesionalización; antes bien, dificulta la creación de carreras claras, escalonadas y alineadas con los estándares del Ministerio de Educación Nacional y el MNC.

Finalmente, una profesionalización efectiva exige fortalecer los mecanismos de financiamiento, regularizar los estándares de formación académica y promover una perspectiva institucional que impulse el crecimiento técnico y científico del talento humano en el sector bomberil en aras de garantizar respuestas más eficaces frente a los desafíos actuales y futuros.

V. Referencias

[1] A. M. Lago Montúfar, «De la atención de emergencias a la proactividad administrativa: la transformación del Estado colombiano frente a los desastres», *Opera*, no. 33, pp. 109-134. Jun 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.18601/16578651.n33.06

[2] G. A. Cisterna, A. A. Acuña-Duarte y C. A. Salazar, «Government performance, geophysical-related disasters, and institutional trust: A comparison of Chilean and Haitian responses after an earthquake», *International Journal of Disaster Risk Reduction*, vol. 75, art. 102950. Jun. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2022.102950

[3] A. G. Anderson, «The Development of Municipal Fire Departments in the United States», *Journal of Libertarian Studies*, vol. 3, no. 3, pp. 331-359. 1979. [En línea]. Disponible en: https://mises.org/journal-libertarian-studies/development-municipal-fire-departments-united-states

[4] S. Ewen, *Fighting Fires: Creating the British Fire Service, 1800-1978*. Londres: Palgrave Macmillan, 2010. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1057/9780230248403

[5] A. Zeiderman, «On Shaky Ground: The Making of Risk in Bogotá», *Environment and Planning A: Economy and Space*, vol. 44, no. 7, pp. 1570-1588. Jul. 2012. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1068/a44283
[6] D. W. T. Hood, «The Fire Problem: Social Responsibility for Fire in the British Empire, 1817-1919», Boston College, Massachusetts, EE.UU., 2020.
[7] B. A. Clark, «Higher Education and Fire Service Professionalism», *Fire Chief*, pp. 50-53. Sept. 1993. [En línea]. Disponible en: https://eric.ed.gov/?id=ED378897
[8] A. E. Farfán Vargas, *Retos y desafíos en los cuerpos de bomberos de Colombia: Mejorando la eficiencia del servicio público esencial*. Bogotá: La Universal, 2025.
[9] Congreso de Colombia, *Ley 1575 de 2012: Por medio de la cual se establece la Ley General de Bomberos de Colombia*, Bogotá, 2012. [En línea]. Disponible en: https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=48943
[10] Ministerio del Interior de Colombia, *Resolución 661 de 2014: Por la cual se adopta el Reglamento Administrativo, Operativo, Técnico y Académico de los Bomberos de Colombia*, Bogotá, 2014. [En línea]. Disponible en: https://www.cancilleria.gov.co/sites/default/files/Normograma/docs/resolucion_mininterior_0661_2014.htm
[11] Ministerio de Educación Nacional de Colombia, «Sistema educativo colombiano». [Internet]. Disponible en: https://www.mineducacion.gov.co/portal/Preescolar-basica-y-media/Sistema-de-educacion-basica-y-media/233839:Sistema-educativo-colombiano
[12] Ministerio de Educación Nacional de Colombia, *Educación técnica y tecnológica para la competitividad*. Bogotá: Ministerio de Educación Nacional, 2008. [En línea]. Disponible en: https://www.mineducacion.gov.co/1780/articles-176787_archivo_pdf.pdf
[13] Ministerio del Interior de Colombia, *Resolución 1611 de 1998: Por la cual se expide el Reglamento General, Administrativo, Operativo y Técnico del Sistema Nacional de Bomberos de Colombia*, Bogotá, 1998.
[14] Ministerio del Interior de Colombia, *Resolución 241 de 2001: Por la cual se expide el Reglamento General Administrativo Operativo y Técnico del Sistema Nacional de Bomberos de Colombia*, Bogotá, 2001.
[15] Ministerio del Interior de Colombia, *Resolución 3580 de 2007: Por la cual se expide el Reglamento General Administrativo, Operativo y Técnico del Sistema Nacional de Bomberos de Colombia*, Bogotá, 2007.

[16] Ministerio del Interior de Colombia, *Resolución 1127 de 2018: Por medio de la cual se modifican algunos artículos del Reglamento Administrativo, Operativo, Técnico y Académico de los Bomberos de Colombia, adoptado por la Resolución 661 de 2014*, Bogotá, 2018. [En línea]. Disponible en: https://www.cancilleria.gov.co/sites/default/files/Normograma/docs/resolucion_mininterior_1127_2018.htm

[17] Presidencia de la República de Colombia, *Decreto Ley 256 de 2013: Por el cual se establece el Sistema Específico de Carrera para los Cuerpos Oficiales de Bomberos*, Bogotá, 2013. [En línea]. Disponible en: https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=52014

[18] Ministerio de Transporte de Colombia, *Resolución 2610 de 2022: Por la cual se adopta el Manual Específico de Funciones y de Competencias Laborales para los empleos pertenecientes al nivel Bombero Aeronáutico de la planta de personal de la Unidad Administrativa Especial de la Aeronáutica Civil*, Bogotá, 2022. [En línea]. Disponible en: https://www.aerocivil.gov.co/publicaciones/3527/manual-de-funciones-y-competencias-laborales/

[19] R. Militz, S. Gallon, P. Kinast de Camillis, B. Magalhães Bitencourt y J. Pauli, «Knowledge in critical events: Know-how at work of emerging country firefighters», *International Journal of Disaster Risk Reduction*, vol. 81, art. 103294. Oct. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2022.103294

[20] K.-J. Park y H.-M. Kim, «Analysis of awareness levels regarding the fire department's promotion system», *Journal of the Korean Society for Industrial Convergence*, vol. 28, no. 6, pp. 1637-1646. En. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.21289/KSIC.2025.28.6.1637

[21] National Fire Protection Association. (2025). NFPA 1021: Standard for fire officer professional qualifications (Ed. 2026).

[22] UK Parliament, *Fire and Rescue Services Act 2004*, c. 21, Londres, 2004. [En línea]. Disponible en: https://www.legislation.gov.uk/ukpga/2004/21

[23] Ministerio del Interior, «Normativa básica de protección civil y servicios de extinción de incendios», Dirección General de Protección Civil y Emergencias, 2015, [En línea]. Disponible en: https://www.interior.gob.es/opencms/pdf/archivos-y-documentacion/documentacion-y-publicaciones/publicaciones-descargables/proteccion-civil/Normativa_de_proteccion_civil_126150878.pdf

[24] Standing Committee of the National People's Congress, «Fire Rescue Law of the People's Republic of China», 2018, [En línea]. Disponible en: https://www.chinajusticeobserver.com/law/x/fire-and-rescue-ranks-regulation-20181026

[25] Dieta Nacional de Japón, *Ley 120 de 1948: Ley de Organización del Gobierno Nacional de Japón*, Tokio, 1948.

[26] Congreso de la Nación Argentina, *Ley 25.054: Ley del Bombero Voluntario*, Buenos Aires, 1998. [En línea]. Disponible en: https://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/50000-54999/54903/norma.htm
[27] S. E. del Razo Montiel, «Iniciativa que expide la Ley General para la Protección de los Derechos Laborales y Humanos de las y los Bomberos», *Sistema de Información Legislativa de la Secretaría de Gobernación*, 2023. [En línea]. Disponible en: http://sil.gobernacion.gob.mx/Archivos/Documentos/2023/12/asun_4686032_20231213_1702595317.pdf
[28] A. Lavell, «Desastres durante una década: Lecciones y avances conceptuales y prácticos en América Latina (1990-1999)», *Anuario Social y Político de América Latina y el Caribe*, no. 3. 2000.
[29] M. C. Marulanda Fraume *et al.*, *Atlas de riesgo en Colombia: revelando los desastres latentes*. Bogotá: Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres, 2018. [En línea]. Disponible en: https://www.andi.com.co/Uploads/Atlas_Riesgo.pdf
[30] Congreso de Colombia, *Ley 46 de 1988: Por la cual se crea y organiza el Sistema Nacional para la Prevención y Atención de Desastres, se otorga facultades extraordinarias al Presidente de la República, y se dictan otras disposiciones*, Bogotá, 1988. [En línea]. Disponible en: https://www.suin-juriscol.gov.co/viewDocument.asp?id=1788525
[31] Presidencia de la República de Colombia, *Decreto Ley 919 de 1989: Por el cual se organiza el Sistema Nacional para la Prevención y Atención de Desastres y se dictan otras disposiciones*, Bogotá, 1989. [En línea]. Disponible en: https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=13549
[32] Congreso de Colombia, *Ley 1523 de 2012: Por la cual se adopta la política nacional de gestión del riesgo de desastres y se establece el Sistema Nacional de Gestión del Riesgo de Desastres y se dictan otras disposiciones*, Bogotá, 2012. [En línea]. Disponible en: https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=47141
[33] Dirección Nacional de Bomberos de Colombia, «Consulta de registros en el Registro Único de Estadísticas de Bomberos», RUE, Bogotá, 2024. [En línea]. Disponible en: https://dnbc.gov.co [Accedido: 22 sep. 2022].
[34] Congreso de Colombia, *Ley 322 de 1996: Por la cual se crea el Sistema Nacional de Bomberos de Colombia y se dictan otras disposiciones*, Bogotá, 1996. [En línea]. Disponible en: https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=350
[35] L. M. Moncada Rodríguez, W. R. Puentes Espitia, C. A. Feo Martínez y M. G. Mago Ramos, «Análisis de diagnóstico epidemiológico del Cuerpo Oficial de Bomberos de Bogotá», *Avances Investigación en Ingeniería*, vol. 19, no. 2. Ag. 2022. [En línea]. Disponible en: http://doi.org/10.18041/1794-4953/avances.2.8451

[36] J. Tejada Fernández, «Profesionalización docente en el escenario de la Europa de 2010. Una mirada desde la formación», *Revista de Educación*, no. 349, pp. 463-477. 2009. [En línea]. Disponible en: https://www.educacionfpydeportes.gob.es/revista-de-educacion/en/numeros-revista-educacion/numeros-anteriores/2009/re349/re349-22.html

[37] M. Novak, «The Value of Higher Education in Branson Fire Rescue»,, Branson Fire and Rescue, Branson, MO, EE.UU. 2017. [En línea]. Disponible en: https://apps.usfa.fema.gov/pdf/efop/efo241788.pdf

[38] Presidencia de la República de Colombia, *Decreto 1649 de 2021: Por el cual se adopta y reglamenta el Marco Nacional de Cualificaciones (MNC), se dictan otras disposiciones y se adiciona la Parte 7 al Libro 2 del Decreto 1075 de 2015, Único Reglamentario del Sector Educación*, Bogotá, 2021. [En línea]. Disponible en: https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=173957

[39] Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE), Servicio Nacional de Aprendizaje (SENA), Ministerio del Trabajo y Ministerio de Educación Nacional, «Clasificación Única de Ocupaciones para Colombia - CUOC 2022», Bogotá, Colombia, 2022. [En línea]. Disponible en: https://www.dane.gov.co/files/sen/nomenclatura/cuoc/documento-clasificacion-unica-ocupaciones-colombia-CUOC-2022.pdf

[40] Ministerio de Educación Nacional de Colombia, «Marco Nacional de Cualificaciones: Apuesta de país por los aprendizajes pertinentes y las trayectorias educativas y laborales. Nota técnica», Bogotá, Colombia, 2022. [En línea]. Disponible en: https://www.mineducacion.gov.co/1780/articles-363488_recurso_31.pdf

[41] Presidencia de la República de Colombia, *Decreto 785 de 2005: Por el cual se establece el sistema de nomenclatura y clasificación y de funciones y requisitos generales de los empleos de las entidades territoriales que se regulan por las disposiciones de la Ley 909 de 2004*, Bogotá, 2005. [En línea]. Disponible en: https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=16127

[42] Congreso de Colombia, *Ley 909 de 2004: Por la cual se expiden normas que regulan el empleo público, la carrera administrativa, gerencia pública y se dictan otras disposiciones*, Bogotá, 2004. [En línea]. Disponible en: https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=14861

[43] Ministerio del Interior de Colombia, *Decreto 527 de 2013: Por el cual se reglamenta el Fondo Nacional de Bomberos de Colombia y se dictan otras disposiciones*, Bogotá, 2013. [En línea]. Disponible en: https://www.suin-juriscol.gov.co/viewDocument.asp?id=1114121

[44] Y. Zhang, R. H. Chang y D. Xia, «A Comparison of Firefighting Higher Education Curriculums between China and the United States», *FIRE: Forum for International Research in Education*, vol. 7, no. 1, pp. 24-41. 2021. [En línea]. Disponible en: https://hdl.handle.net/2346/104284

[45] D. Alexander, «Towards the development of standards in emergency management training and education», *Disaster Prevention and Management*, vol. 12, no. 2, pp. 113-123. My. 2003. [En línea]. Disponible en: http://doi.org/10.1108/09653560310474223

Modelo de optimización multiobjetivo basado en algoritmos genéticos para el diseño geométrico de turbinas de vórtice gravitacional

Laura Velásquez[1], Ainhoa Rubio-Clemente[2], Edwin Chica[3]

I. Introducción

Actualmente, las energías renovables en los países en vía de desarrollo tienen una participación marginal en la matriz de generación eléctrica [1], [2], pero con perspectiva de crecimiento en el mediano y el largo plazo, gracias a las políticas de incentivos fiscales cuyo propósito es promover la inversión en tecnologías con fuentes renovables. En el caso de Colombia, se busca la inclusión de sistemas de generación eólicos, solares fotovoltaicos, geotérmicos y de generación a partir de biomasa, además de la opción hidráulica. Como mecanismo de incentivos para su incorporación en el país, se ha puesto en marcha la Ley 1715 de 2014 [3], [4].

Es innegable que la implementación de proyectos energéticos basados en tecnologías no convencionales para la generación sostenible, ambientalmente responsable y alineada con estándares de seguridad y salud ocupacional contribuye significativamente a la equidad social y al impulso de actividades económicas en zonas o comunidades aisladas de la red eléctrica nacional.

[1] L. Velásquez, Grupo de Investigación Energía Alternativa (GEA), Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia UdeA, calle 70 N.° 52-21, Medellín, Colombia. Correo: lisabel.velasquez@udea.edu.co

[2] A. Rubio-Clemente, Grupo de Investigación Energía Alternativa (GEA) y Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia UdeA, calle 70 N.° 52-21, Medellín, Colombia. Correo: ainhoa.rubioc@udea.edu.co

[3] E. Chica, Grupo de Investigación Energía Alternativa (GEA), Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia UdeA, calle 70 N.° 52-21, Medellín, Colombia. Correo: edwin.chica@udea.edu.co

Estas poblaciones, caracterizadas por altos índices de pobreza y escasas oportunidades de desarrollo socioeconómico, enfrentan serias limitaciones debido a la falta de un suministro energético confiable, a pesar de su ubicación en entornos con abundancia de recursos renovables, como la energía solar, hidráulica, eólica o la biomasa.

Si bien el país cuenta con capacidades instaladas para el aprovechamiento de estas fuentes de energía, es fundamental impulsar iniciativas orientadas a la apropiación y el desarrollo de tecnologías no convencionales de generación [5], entre las cuales destacan los sistemas de generación a pequeña escala con turbinas de vórtice gravitacional (TVG).

Ahora bien, para aprovechar eficientemente la energía originada por saltos hidráulicos, es necesario desarrollar tecnologías adaptadas a las condiciones hidrológicas y topográficas específicas de Colombia [6], [7] empleando simulaciones numéricas, además de técnicas y métodos de optimización para determinar las configuraciones geométricas óptimas de los componentes principales de la turbina.

El diseño de una TVG depende de factores que se clasifican en dos grupos: externos (instalación y operación) y de diseño hidráulico. Entre los externos, sobresalen las condiciones del sitio (geografía y topografía), el caudal, su variación estacional y el espacio disponible.

Su diseño hidráulico inicia con la determinación de las dimensiones del canal de entrada, la cámara de circulación y la descarga; según el estudio, también se incluyen las dimensiones del rotor [8], [9]. Estos elementos se calculan en función del caudal disponible, el desnivel del sitio y las características del flujo, con el fin de generar un vórtice estable y eficiente. El canal de entrada debe asegurar un flujo uniforme hacia la cámara, mientras que el buen diseño de esta permite la formación del vórtice gravitacional que impulsa el rotor. La descarga, por su parte, guía el agua fuera del sistema minimizando pérdidas de energía. Cuando el estudio lo requiere, se adaptan la forma, el número de álabes y los materiales del rotor para maximizar la captación de energía del vórtice [10].

Con el objetivo de mejorar el rendimiento de las TVG, en esta investigación se optimizaron la geometría del canal de entrada, la cámara de circulación y la descarga mediante el uso de la técnica de optimización de modelo sustituto, para maximizar la circulación del vórtice y minimizar el caudal de agua. En este capítulo se presenta, paso a paso, la metodología empleada, así como el análisis y discusión de los resultados.

A diferencia de los estudios convencionales que se limitan a analizar los componentes aislados, la principal contribución de este trabajo es el desarrollo de un enfoque integral de optimización multiobjetivo aplicado a la geometría completa del sistema (canal, cámara y descarga). Se aborda, asimismo, un vacío crítico en la literatura técnica actual: la necesidad de equilibrar la eficiencia hidráulica con la gestión del recurso hídrico, lo que permite maximizar la formación del vórtice, incluso en condiciones de bajo caudal. Esta metodología no solo representa un avance técnico en el diseño de turbinas, sino que ofrece además una herramienta de ingeniería con alta aplicabilidad práctica en la electrificación rural en zonas de difícil acceso, donde la eficiencia y la adaptabilidad topográfica son determinantes para la viabilidad de los proyectos.

Este capítulo se organiza de la siguiente forma: en la primera sección, se expone la fundamentación teórica del modelo de optimización multiobjetivo y se establecen las bases del método sustituto empleado. Luego, en el apartado de materiales y métodos, se detallan los parámetros de diseño de la turbina, las ecuaciones gobernantes, el diseño de experimentos y la aplicación del frente de Pareto para la toma de decisiones. Finalmente, en la sección de resultados y discusión, se presentan las geometrías óptimas obtenidas y se analiza el impacto de la optimización en el rendimiento hidrodinámico del sistema para validar así el aporte científico del estudio.

II. Modelo de optimización multiobjetivo

La mayoría de los problemas en la ingeniería involucra múltiples objetivos simultáneamente; es decir, suelen presentar dos o más funciones objetivo ($f_n(x)$) que deben ser optimizadas de forma concurrente y que, en muchos casos, pueden estar en conflicto entre sí, de modo que la mejora de una puede implicar el deterioro de otra [11], [12].

Se han propuesto múltiples métodos para la solución de problemas de optimización multiobjetivo, tales como algoritmos evolutivos y búsqueda tabú, entre otros [13], [14]. Los primeros requieren evaluar muchas configuraciones que pueden obtenerse mediante su construcción y posterior experimentación, o bien simulándolas. Esta última es la opción más utilizada debido a restricciones de tiempo [15]. Para el caso de optimización de las TVG, las simulaciones se realizan generalmente aplicando metodologías de dinámica de fluidos computacional (CFD, por sus siglas en inglés) por medio de *softwares* especializados que permiten analizar y predecir el comportamiento del flujo en el sistema [8], [16]-[18].

Aunque los *softwares* CFD aceleran el análisis con respecto a la experimentación, es alto el costo computacional del uso de algoritmos evolutivos, pues una simulación puede tardar un tiempo considerable, dependiendo de la complejidad de la geometría y de la física del problema. Por este motivo, se han desarrollado modelos sustitutos con los que se busca aproximar el *software* y cuya evaluación es muy rápida.

Los algoritmos evolutivos se clasifican en métodos con base en transformación, métodos de Pareto y métodos no Pareto [19]. En términos generales, la optimización multiobjetivo mediante algoritmos evolutivos no se orienta a hallar una única solución óptima, sino un conjunto de ellas conocidas como soluciones no dominadas. En el método de Pareto, cada solución es un óptimo que forma el frente de Pareto en el espacio de objetivos. Este frente resume los compromisos entre criterios en conflicto y guía la toma de decisiones según preferencias.

En general, estos problemas pueden enunciarse como se muestra en (1) [20].

$$\begin{aligned} & min \text{ o } max\, F(x) = \left(f_1(x), f_2(x), \cdots, f_n(x)\right) \\ & x \in X \\ & g_j(x) \leq 0;\ j \in (1,2,\cdots,m) \\ & h_q(x) = 0;\ q \in (1,2,\cdots,p) \\ & a \leq x_i \leq b;\ i \in (1,2,\cdots,k) \end{aligned} \tag{1}$$

donde $n \geq 2$ es el número de funciones objetivo, $x = (x_1, x_2, \cdots, x_n)$ es el vector de variables de decisión y X es el conjunto de soluciones factibles. X es definido habitualmente como el conjunto de m restricciones de desigualdad y p restricciones de igualdad:

$$\{x \mid g_j(x) \leq 0, j = 1,2,\cdots,m \text{ y } h_q(x) = 0, q = 1,2,\cdots p\}$$

$F(x)$ es el vector objetivo; $y = (y_1, y_2, \cdots, y_n)$, con $y_i = f_i(x)$, es el vector de una solución en el espacio de soluciones factibles. Los valores a y b representan, respectivamente, el límite inferior y el límite superior del dominio de la variable x_i. Los valores de x_i que cumplen con estas restricciones determinan el espacio de búsqueda (Fig. 1), mientras que los valores de X que satisfacen el conjunto completo de restricciones —m de tipo desigualdad y p de tipo igualdad— conforman el espacio factible Z.

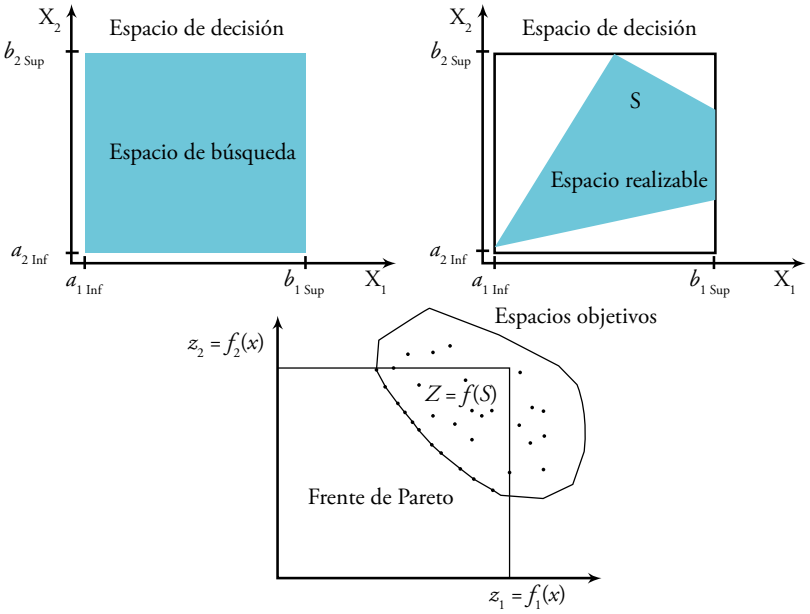


Fig. 1. Espacio de búsqueda, espacio de los objetivos y espacio realizable.

Para representar el conjunto de soluciones factibles Z, es necesario determinar la imagen de cada solución viable del espacio de decisión bajo la función objetivo. Este conjunto es definido como en (2) [20].

$$Z = \{z = (z_1, z_2, \cdots, z_n) \in R^k : z_1 = f_1(x),\ z_2 = f_2(x), \cdots,\ z_n = f_n(x), \forall x \in S\} \quad (2)$$

donde $z = (z_1, z_2, \cdots, z_n)$ representa una solución realizable en el espacio de los objetivos.

La solución de estos problemas genera, por lo regular, un conjunto amplio de soluciones potenciales, de las cuales solo un subconjunto resulta relevante para el análisis o la toma de decisiones. Para que una solución sea considerada de interés, debe establecerse una relación de dominancia respecto al resto del conjunto; es decir, debe no ser dominada por ninguna otra en términos de las funciones objetivo evaluadas. Una solución $x^t = (x_1^t, x_2^t, \cdots, x_k^t)$ domina una solución $x^u = (x_1^u, x_2^u, \cdots, x_k^u)$ si se comprueban las condiciones de (3) [20].

$$\begin{gathered} z_i^t \leq z_i^u, \forall i \in (1,2,\cdots,n) \\ \exists i \in (1,2,\cdots,n) \,\big|\, z_i^t < z_i^u \end{gathered} \quad (3)$$

Una solución $X^* \in S$ es Pareto óptima si y solo si no existe una solución $X \in S$ tal que $X \in S$ domine $X^* \in S$. Entonces, el vector X^* satisface las m restricciones de desigualdad y las p restricciones de igualdad y, al mismo tiempo, optimiza las funciones objetivo $(f_1(x), f_2(x), \cdots, f_n(x))$.

El conjunto de soluciones en el espacio de los objetivos puede visualizarse por medio de una gráfica (Fig. 2) conocida como frente de Pareto, la cual delimita la frontera entre las soluciones factibles no dominadas y aquellas inalcanzables o dominadas. Al aplicar la dominancia de Pareto a una solución, es posible definir cuatro regiones diferenciadas en el espacio de soluciones, tal como se ilustra en la Fig. 2.

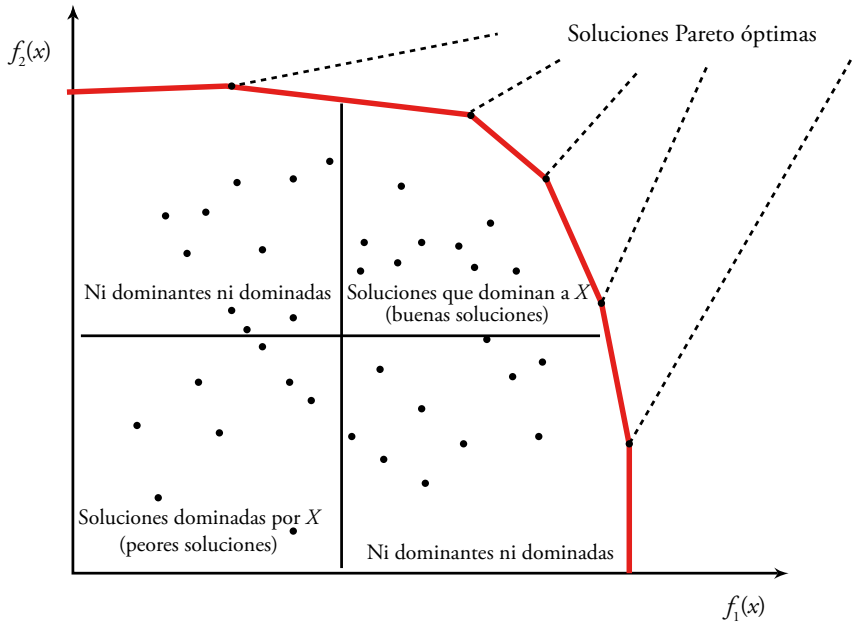


Fig. 2. Clasificación de soluciones según el criterio de dominancia de Pareto.

Los modelos sustitutos han demostrado ser herramientas eficaces en el análisis y diseño óptimo de procesos complejos en ingeniería, pues facilitan tanto la exploración del espacio de diseño como la ejecución de estrategias de optimización de manera computacionalmente eficiente [21]-[23].

En la actualidad existen diversos métodos para construir modelos sustitutos, también conocidos como metamodelos [24]; sin embargo, la metodología más general y básica se compone de cuatro etapas principales [25]: 1) selección de variables y diseño de experimentos; 2) simulación numérica; 3) construcción del modelo sustituto, y 4) validación del modelo. En la primera, además de

definir el plan de muestreo —diseño de experimentos (DOE)—, se seleccionan las variables independientes (factores de entrada) y se identifican claramente las variables objetivo o función de respuesta que se desea optimizar, ya sea para maximizar o minimizar. En la segunda etapa se ejecutan las simulaciones numéricas correspondientes a cada punto definido en el DOE, mediante herramientas como CFD, que permiten obtener los valores de respuesta asociados a las combinaciones de variables definidas previamente. La tercera etapa consiste en la selección y construcción del modelo sustituto, con el consecuente ajuste de sus parámetros a partir de los datos obtenidos en la etapa anterior. El objetivo es que el modelo represente, de forma precisa, el comportamiento del sistema simulado con un costo computacional mucho menor. Finalmente, en la cuarta etapa se lleva a cabo la validación comparando las predicciones del metamodelo con resultados de simulaciones adicionales o no utilizadas durante la fase de entrenamiento.

En el presente capítulo se emplean algoritmos genéticos para elaborar el frente de Pareto y, de esta manera, obtener las soluciones dominadas. Para la construcción del modelo, se aplica el método paramétrico de Kriging, el cual consiste en un conjunto de técnicas de interpolación geoestadística que permiten predecir los valores de una variable de interés en ubicaciones no muestreadas usando de datos espaciales existentes [26]-[28]. Su formulación se basa en supuestos de isotropía y estacionariedad del campo aleatorio subyacente [28], [29]. En esencia, el algoritmo asigna pesos óptimos a los valores observados, de manera que se minimice la varianza del error de estimación global.

III. Materiales y métodos

Las TVG constituyen una tecnología emergente para la generación de energía hidroeléctrica a pequeña escala en corrientes de baja altura y caudal moderado [30], [31]. Funcionan creando un remolino o vórtice en una cámara de circulación donde el agua fluye desde un canal de entrada hacia un orificio de salida en el centro del fondo. Sus componentes principales son un canal de entrada tangencial o envolvente, un tanque o cámara de circulación cilíndrica o cónica, donde se forma el vórtice, un rotor que convierte la energía cinética en energía mecánica, un generador eléctrico acoplado a la turbina y un agujero de salida [18], [32]. La Fig. 3 muestra diferentes configuraciones de TVG que combinan los dos tipos de canal de entrada —tangencial y envolvente— con dos formas de cámara de circulación —cónica y cilíndrica—.

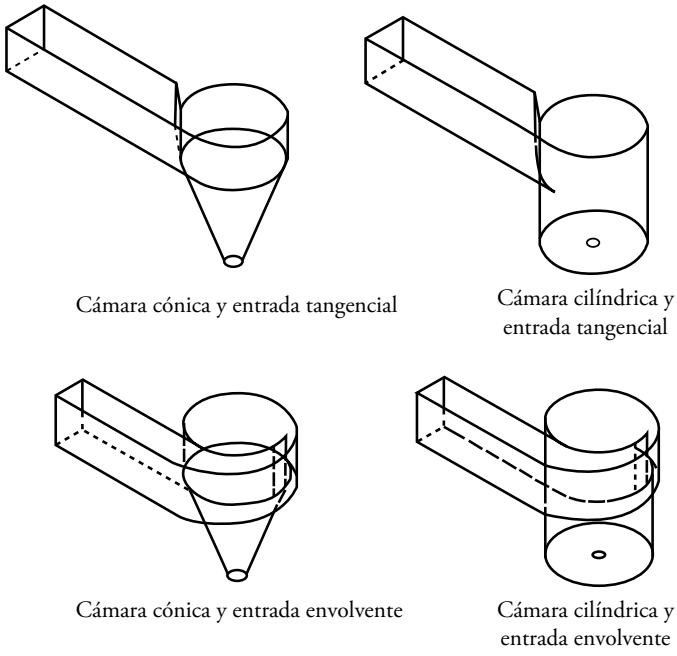


Fig. 3. Geometría de turbinas de vórtice gravitacional.

La clave de su funcionamiento está en su diseño geométrico, que debe provocar la formación de un vórtice estable y eficiente. Sin embargo, la potencia que pueden generar está limitada por factores geométricos y de diseño. La altura de caída (H) disponible es generalmente baja, lo que restringe la energía potencial aprovechable; además, el diámetro del tanque y del vórtice influyen directamente en la eficiencia del sistema: tanques demasiado pequeños reducen el desarrollo del vórtice, mientras que los grandes requieren mayor caudal para mantener un flujo eficiente. En conjunto, estas limitaciones hacen que las TVG sean ideales para aplicaciones descentralizadas y sostenibles, no para generación a gran escala.

La potencia disponible en el flujo de agua representa la energía potencial que puede ser transformada en energía mecánica mediante el rotor. Esta potencia hidráulica, denotada con P_{disp}, se puede calcular utilizando la expresión clásica de energía potencial del flujo mostrada en (4) [33].

$$P_{disp} = \rho g Q H \quad (4)$$

donde ρ es la densidad del agua (en kg/m³), g es la gravedad (9.81 m/s²), Q es el caudal volumétrico del flujo (en m³/s) y H es la altura de carga hidráulica o salto neto (en m).

En sistemas reales, la eficiencia del sistema hidráulico y mecánico reduce la cantidad de potencia efectivamente aprovechable, sobre la cual influyen directamente factores como pérdidas por fricción en canales, turbulencia, cavitación y eficiencia del rotor. Por ello, la potencia generada por la turbina (P_g) se calcula como una fracción de la potencia disponible, incorporando un coeficiente de eficiencia global (η), como se muestra en (5) [34].

$$P_g = \eta P_{\text{disp}} \quad (5)$$

En una TVG, el caudal (Q) es uno de los parámetros fundamentales que determinan la potencia hidráulica disponible. Este puede calcularse como el producto del área efectiva de paso del agua hacia el vórtice (A) y la velocidad media del flujo (V) [8], como se ve en (6).

$$Q = AV \quad (6)$$

Un menor caudal implica menor uso de agua, lo cual es deseable en contextos de eficiencia hídrica o escasez del recurso.

Por otro lado, la circulación (Γ) es una medida de la rotación del fluido alrededor de un punto o eje y está directamente relacionada con la fuerza que puede generar el vórtice sobre los álabes del rotor, según se define en (7) [8].

$$\Gamma = \oint_C \vec{v} \cdot d\vec{l} \quad (7)$$

La integral se efectúa a lo largo de una curva cerrada C que rodea el vórtice, y $\vec{v}$ es el campo de velocidades. En términos prácticos, una mayor circulación indica un vórtice más fuerte, lo que, en teoría, puede inducir un mayor torque sobre el rotor y, por ende, incrementar la potencia generada por la turbina. Esta magnitud puede calcularse mediante posprocesamiento de simulaciones CFD, extrayendo el campo de velocidades en planos estratégicos del dominio fluido.

Dado que el diseño de la turbina demanda un compromiso entre eficiencia energética y sostenibilidad en el uso del recurso hídrico, se plantea una optimización multiobjetivo basada en dos criterios fundamentales: minimizar Q para mejorar el aprovechamiento del agua y maximizar Γ para aumentar la energía potencialmente disponible en el vórtice. Estos objetivos son parcialmente contradictorios, por lo que se buscó un punto de equilibrio que permitiera obtener un diseño eficiente sin comprometer el rendimiento energético ni el uso racional del agua.

El proceso de optimización se llevó a cabo empleando modelos sustitutos que permitieran evaluar rápidamente distintas configuraciones geométricas y operativas. Se definieron, en total, seis parámetros geométricos adimensionales,

presentados en la Fig. 4., los cuales permiten escalar el diseño a diferentes tamaños y, con ello, facilitar su adaptación a las condiciones específicas del sitio de instalación. Estos parámetros son la relación entre la altura y el diámetro de la cuenca (*H/D*), el ángulo de envoltura del flujo (γ), la relación entre el diámetro de salida y el diámetro de la cuenca (*d/D*) y proporciones relativas del canal de entrada: altura (*h/D*), ancho (*w/D*) y longitud (*L/D*). La configuración final seleccionada fue la geometría con canal de entrada envolvente y cámara de circulación cónica.

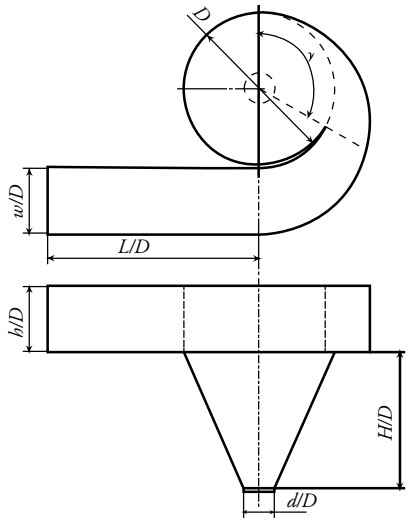


Fig. 4. Parámetros geométricos seleccionados para el proceso de optimización.

El problema de optimización multiobjetivo de la turbina de vórtice puede definirse matemáticamente como:

$$\text{Minimizar } Q \text{ / Maximizar } \Gamma$$

Sujeto a:

$$0.5 < H/D < 2.0$$

$$0.1 < d/D < 0.3$$

$$0.2 < w/D < 0.5$$

$$0.2 < h/D < 0.6$$

$$0.5 < L/D < 3.0$$

$$90° < \gamma < 180°$$

Los rangos para cada parámetro fueron establecidos por medio de una revisión de la literatura, en la cual se determinaron los rangos utilizados por distintos autores en el diseño de turbinas. A partir de estos datos, se procedió a normalizar las dimensiones dividiéndolas por el diámetro de la cámara (D), con lo cual se obtuvieron relaciones adimensionales comparables.

El diagrama de flujo de la metodología empleada para la optimización se muestra en la Fig. 5.

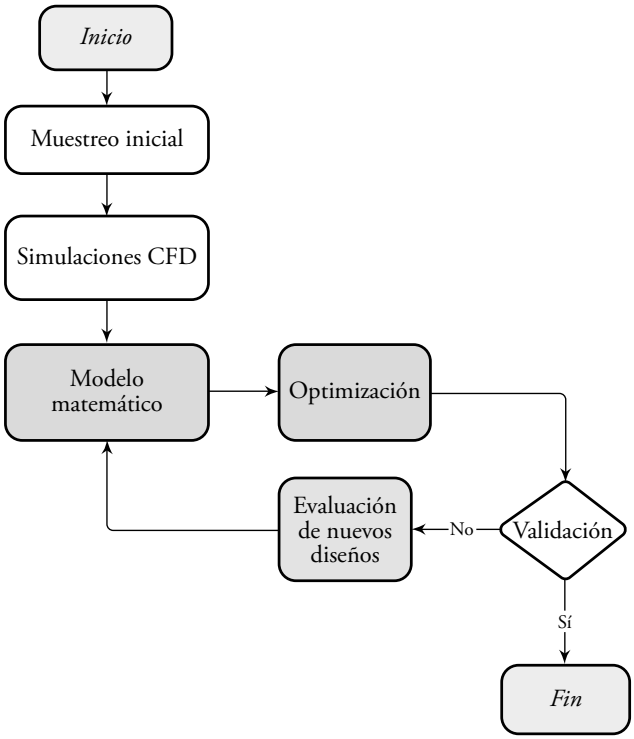


Fig. 5. Modelo conceptual de la metodología de optimización.

El modelo sustituto debe ser primero entrenado mediante una serie de simulaciones iniciales, para lo cual se realizó un plan de muestreo inicial [35] por medio del muestreo latino de hipercubos (LHS, por sus siglas en inglés), que consiste en dividir cada factor en niveles de igual probabilidad. Así, una proyección unidimensional del hipercubo garantiza la presencia de un único punto en cada nivel [36]. Este diseño tiene la ventaja de ofrecer tamaños de muestra flexibles y un muestreo bien distribuido [37]. En este estudio se empleó un LHS con 50 puntos, optimizado según el criterio de

Morris-Mitchell, con el fin de asegurar una distribución uniforme y bien dispersa de los puntos de muestreo dentro del espacio de diseño (Fig. 6). Este último es el conjunto de todas las combinaciones posibles de las variables de diseño.

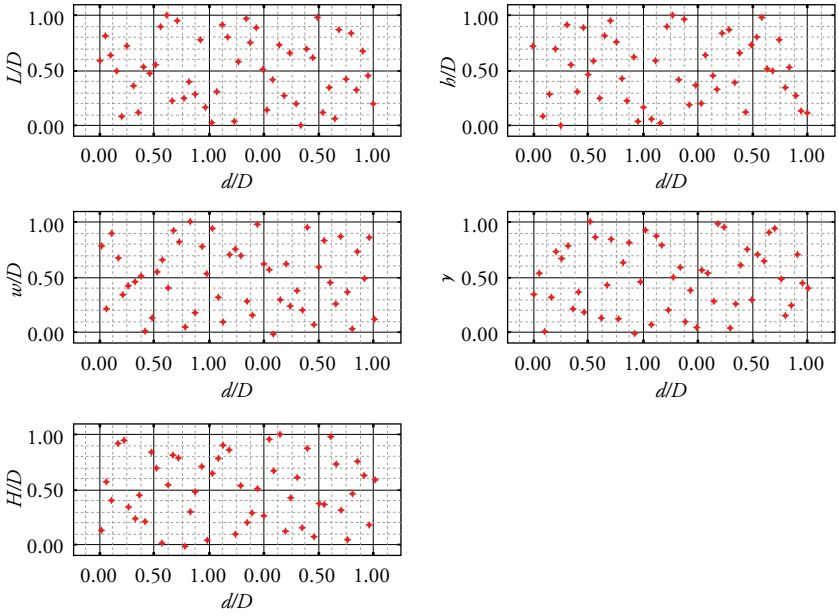


Fig. 6. Muestreo inicial empleando LHS.

La Fig. 7 presenta seis de los modelos geométricos generados mediante LHS. Aunque todos comparten una configuración general similar, pueden apreciarse notables variaciones en su geometría como resultado de las distintas combinaciones de los parámetros adimensionales.

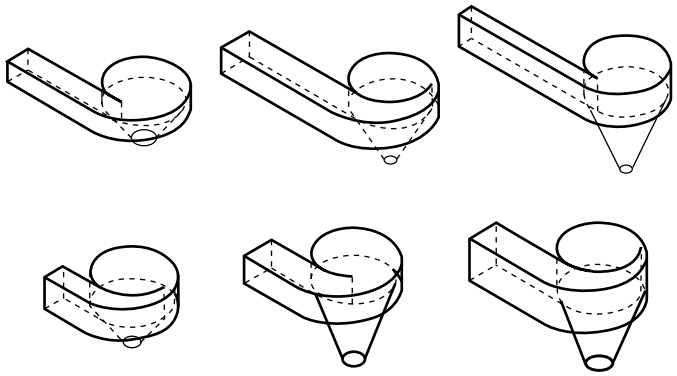


Fig. 7. Modelos 3D resultados del muestro inicial empleando LHS.

A partir del plan de muestreo inicial, se efectuaron simulaciones CFD de las 50 configuraciones geométricas por medio del *software* Ansys Fluent. El dominio computacional no incluyó el rotor (Fig. 8). Como condiciones de frontera, en la entrada del canal se impuso un parámetro de velocidad (representada por flechas azules), mientras que en la salida y en la cara superior se aplicó uno de presión de salida (indicada con flechas rojas). Las demás superficies del dominio fueron tratadas como paredes con condición de no deslizamiento. Para el proceso de mallado se utilizaron elementos del tipo *poly-hexcore*, los cuales ofrecen una adecuada adaptación a geometrías complejas [32], y se obtuvo una calidad ortogonal promedio de 0.96, una desviación (*skewness*) promedio de 0.0373 y una razón de aspecto promedio de 5.72.

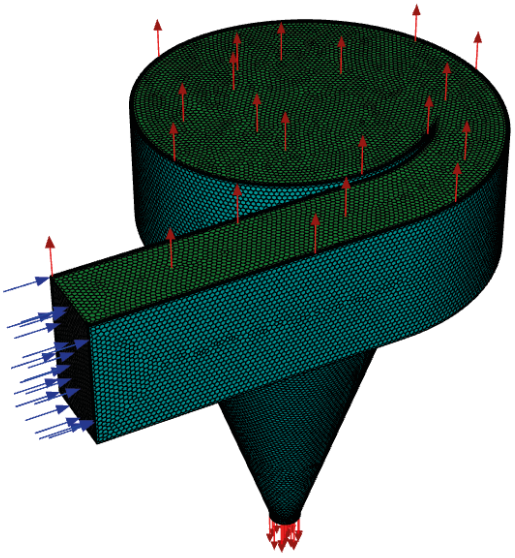


Fig. 8: Mallado y condiciones de frontera.

Para los efectos de este estudio, el fluido (agua) se definió según la premisa de isotropía, asumiendo que sus propiedades físicas y reológicas, como la viscosidad dinámica y la densidad, son uniformes en todas las direcciones del espacio. Esta consideración física es válida dado que el agua opera en un régimen de temperatura y presión constantes, comportándose como un fluido newtoniano incompresible y homogéneo. Asimismo, se asumió una calidad de agua clara, libre de carga significativa de sedimentos o aire atrapado (flujo monofásico). Esta simplificación permite centrar el análisis en la formación del vórtice por efectos gravitacionales y geométricos, asumiendo que el estado líquido mantiene una fase continua sin variaciones en su estructura interna que pudieran inducir comportamientos anisotrópicos durante el fenómeno de circulación.

Para garantizar la fiabilidad de los resultados numéricos, se estableció un criterio de convergencia basado en residuales inferiores a 10^{-4} para todas las variables monitoreadas. La validación del modelo se hizo mediante la técnica de extrapolación de Richardson, evaluando la independencia de la solución frente a la discretización espacial y temporal. En relación con la independencia de malla, se compararon tres densidades de elementos (fina, media y gruesa); en cuanto a la convergencia temporal, se evaluaron tres pasos de tiempo (*time-steps*): 0.02 s, 0.01 s y 0.005 s. Este procedimiento permitió calcular el índice de convergencia de malla para asegurar un error numérico mínimo. Después de validada la configuración óptima de malla y el paso de tiempo en el modelo base, se estandarizaron estos parámetros para la ejecución de las 50 simulaciones restantes, de modo que pudiera garantizarse la consistencia y replicabilidad de los datos en todo el espacio de diseño.

Una vez obtenidos los resultados de las simulaciones iniciales, se procedió a construir el modelo matemático, para lo cual se decidió emplear procesos gaussianos, también conocidos como modelos de Kriging [38], debido a su capacidad superior para realizar interpolaciones no lineales y proporcionar una estimación de la incertidumbre (varianza) en las predicciones. Estos modelos utilizan los datos del muestreo inicial y los resultados de las simulaciones CFD para generar una superficie de respuesta continua y, a diferencia de las regresiones polinomiales simples, constituyen un método de interpolación exacta que garantiza que la función pase precisamente por los puntos de datos observados, lo que resulta fundamental para capturar las sensibilidades geométricas finas en el canal y en la cámara de la turbina.

A partir de este enfoque matemático, se hizo una búsqueda con un algoritmo genético con el fin de hallar configuraciones geométricas óptimas para la turbina, diferentes a las del muestreo inicial. Para la construcción del modelo de Kriging, el resultado de un experimento determinista se considera una realización de un proceso estocástico, definido como la suma de una función de tendencia global $f^{\mathrm{T}}(x)\beta$ y un proceso aleatorio gaussiano $Z(x)$ expresado formalmente como se indica en (8) [39].

$$y(x) = f^{T}(x)\beta + Z(x), x \in \mathbb{R}^{m} \quad (8)$$

donde $f(x) = [f_0(x), \ldots, f_{(p-1)}(x)]^T \in \mathbb{R}^p$, con m variables que requieren al menos p puntos de muestra, se define con un conjunto de funciones de base de regresión; $\beta = [\beta_0(x), \ldots, \beta_{(p-1)}]^T \in \mathbb{R}^p$ denota el vector de los coeficientes correspondientes, y $f^{\mathrm{T}}(x)\beta$ se toma como una constante β_0. En (9), $Z(x)$ indica un proceso aleatorio estacionario con varianza σ^2, covarianza no nula [40] y media cero.

$$\mathrm{Cov}[Z(x), Z(x')] = \sigma^2 R(x, x') \quad (9)$$

donde $R(x, x')$ representa la función de correlación, la cual depende exclusivamente de la distancia euclidiana entre dos puntos x y x' en el espacio de diseño. En este estudio se usó una función de correlación gaussiana exponencial, cuya expresión se presenta en (10) [41].

$$R(x, x') = \exp[-\sum_{k=1}^{m} \theta_k |x_k - x'_k|^{p_k}], 1 < p_k \leq 2 \quad (10)$$

donde $\theta = [\theta_1, \theta_2, \cdots, \theta_m]^T$ y $p = [p_1, p_2, \cdots, p_m]^T$ denotan los vectores de los parámetros desconocidos del modelo (hiperparámetros) que deben ajustarse. Los diagramas correspondientes a una función de correlación gaussiana exponencial aplicada a un problema unidimensional se presentan en la Fig. 9 [42].

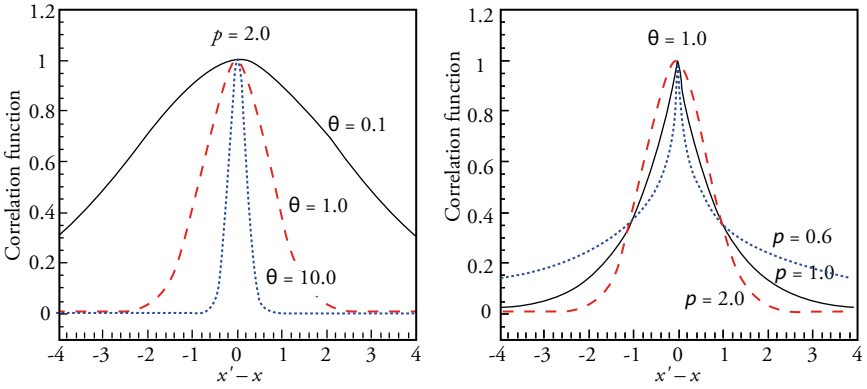


Fig. 9. Análisis gráfico de la función de correlación gaussiana exponencial para distintos valores de hiperparámetros [42].

El predictor de Kriging $\hat{y}(x)$ para cualquier x no probado puede escribirse como se aprecia en (11) [43].

$$\hat{y}(x) = \beta_0 + r^T(x)R^{-1}(y_s - \beta_0 1) \quad (11)$$

La estimación generalizada por mínimos cuadrados de β_0 puede determinarse usando (12) [44].

$$\beta_0 = (1^T R^{-1} 1)^{-1} 1^T R^{-1} y_s \quad (12)$$

donde $1 \in \mathbb{R}^n$ es un vector lleno de unos y R y r son, respectivamente, la matriz y el vector de correlación, definidos mediante (13) y (14) [45].

$$R = \begin{bmatrix} R(x^{(1)}, x^{(1)}) R(x^{(1)}, x^{(2)}) \ldots R(x^{(1)}, x^{(n)}) \\ R(x^{(2)}, x^{(1)}) R(x^{(2)}, x^{(2)}) \cdots R(x^{(2)}, x^{(n)}) \\ \vdots \quad \vdots \quad \ddots \quad \vdots \\ R(x^{(n)}, x^{(1)}) R(x^{(n)}, x^{(2)}) \cdots R(x^{(n)}, x^{(n)}) \end{bmatrix} \in \mathbb{R}^{n \times n} \quad (13)$$

$$r = \begin{bmatrix} R\left(x^{(1)}, x\right) \\ R\left(x^{(2)}, x\right) \\ \vdots \\ R\left(x^{(n)}, x\right) \end{bmatrix} \in \mathbb{R}^n \qquad (14)$$

donde, a su vez, $R(x^{(i)}, x^{(j)})$ denota la correlación entre cualquier punto $x^{(i)}$ y $x^{(j)}$. Bajo el supuesto de que los datos muestreados siguen un proceso gaussiano, las respuestas en los puntos de muestreo se modelan como funciones aleatorias correlacionadas, cuya distribución de probabilidad está definida por (15) [45].

$$L(\beta_0, \sigma^2, \theta, p) = \frac{1}{\sqrt{2\pi(\sigma^2)^n |R|}} \exp\left(-\frac{(y_s - \beta_0 1)^T R^{-1} (y_s - \beta_0 1)^T}{2\sigma^2}\right) \qquad (15)$$

La estimación óptima de β_0 y la varianza del proceso se realizan mediante (16) y (17), respectivamente [45]. Se obtienen de manera analítica, pero dependen de los hiperparámetros restantes $\theta = [\theta_1, \theta_2, \cdots, \theta_m]^T$ y $p = [p_1, p_2, \cdots, p_m]^T$.

$$\beta_0(\theta, p) = \left(1^T R^{-1} 1\right)^{-1} 1^T R^{-1} y_s \qquad (16)$$

$$\sigma^2(\beta_0, \theta, p) = \frac{1}{n}(y_s - \beta_0 1)^T R^{-1} (y_s - \beta_0 1)^T \qquad (17)$$

Sustituyendo (16) y (17) en (15) y tomando el logaritmo, resulta, maximizando, (18).

$$MLE(\theta, p) = -n \ln \sigma^2(\theta) - \ln |R(\theta)| \qquad (18)$$

Para la generación de nuevos puntos de diseño sobre el modelo matemático, se utilizó el algoritmo genético multiobjetivo implementado en la función *gamultiobj* del entorno MATLAB® [46], el cual opera sobre una población de individuos donde cada uno representa una solución potencial al problema de optimización planteado [47], [48].

A cada individuo se le asigna un valor de aptitud en función de su desempeño frente a los objetivos definidos. Aquellos con mayor aptitud tienen mayor probabilidad de ser seleccionados para reproducirse mediante operadores genéticos como el cruzamiento y la mutación. El proceso de cruzamiento genera nuevos individuos —la descendencia— combinando características heredadas de dos progenitores elegidos de la población actual. Así, una nueva generación de soluciones se forma con base en la selección de los individuos más aptos de la generación anterior [14], [49], [50].

Partiendo del frente de Pareto obtenido mediante el algoritmo genético, se escogieron tres configuraciones representativas para ejecutar nuevas simulaciones CFD. Los puntos elegidos corresponden a: 1) el diseño con

máximo caudal y máxima circulación; 2) el diseño con mínimo caudal y mínima circulación, y 3) una solución intermedia entre ambos extremos. Esta selección permite refinar la calidad del modelo sustituto al enfocarse en zonas clave del espacio de diseño. Para estas tres configuraciones, se llevaron a cabo nuevas simulaciones CFD.

Una vez obtenidos los resultados de las simulaciones correspondientes a los nuevos puntos de diseño, se incorporaron estos datos al conjunto de muestras iniciales para actualizar el modelo sustituto, en función del cual se inició un nuevo ciclo de optimización y se repitió iterativamente hasta que se satisfizo el criterio de convergencia o parada definido. Para la de optimización de la turbina de vórtice se consumaron 20 ciclos del algoritmo genético. A partir de una muestra inicial de 50 configuraciones, se añadieron 60 adicionales, correspondientes a tres nuevas evaluaciones por ciclo. En total, se ejecutaron 110 simulaciones CFD, distribuidas a lo largo de todo el proceso.

Dado que esta es una optimización multiobjetivo, sin una única solución óptima universal, el resultado se presenta como un conjunto de soluciones no dominadas representado por el frente de Pareto, conforme al cual se seleccionaron tres configuraciones representativas para su análisis comparativo:

1) una con máximo caudal y máxima circulación;
2) otra con mínimo caudal y mínima circulación; y
3) una solución intermedia;

las cuales reflejan diferentes compromisos entre los objetivos de diseño y permiten al diseñador tomar decisiones informadas según las prioridades específicas del proyecto. En este ejercicio, se muestran como ejemplos de soluciones factibles.

IV. Resultados y discusión

Aunque el objetivo de diseño es maximizar la circulación y minimizar el caudal, la función de optimización *gamultiobj* de MATLAB® está formulada para resolver exclusivamente problemas de minimización. Con el fin de adaptar el problema a esta restricción, se empleó un artilugio matemático sencillo: la circulación fue multiplicada por –1. De este modo, maximizar la circulación original se convierte en minimizar su valor negativo.

El frente de Pareto resultante, construido mediante el modelo sustituto y el algoritmo genético, se muestra en la Fig. 10, en la cual ambos ejes representan funciones objetivo a minimizar y, por ello, los valores de circulación se reportan en su forma negativa. Esta figura presenta los resultados de todo el proceso de optimización.

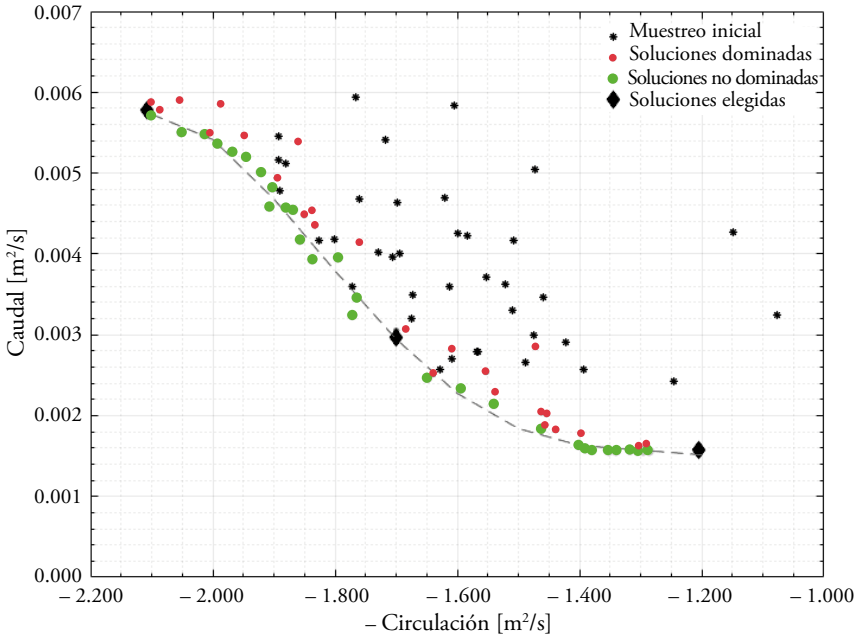


Fig. 10. Frente de Pareto resultante con inclusión de los puntos de muestreo iniciales.

La implementación del algoritmo genético multiobjetivo en este estudio permitió identificar un frente de Pareto que ofrece una diversidad de soluciones mayor en comparación con los enfoques de optimización basados en la metodología de superficie de respuesta (RSM) empleados por Velásquez *et al.* [8]. Mientras que la RSM es eficiente para encontrar óptimos locales en superficies de respuesta suaves, el uso de algoritmos genéticos en este trabajo facilitó la exploración de regiones no lineales del espacio de diseño, lo que resultó en configuraciones que equilibran el compromiso entre Q y Γ de forma más robusta.

En la Fig. 10 puede notarse que ninguno de los diseños iniciales (asteriscos en color negro) contribuye al frente de Pareto. Estos se distribuyen de forma dispersa, abarcando distintas regiones del espacio de diseño. Los puntos en rojo, denominados soluciones dominadas, son configuraciones exploradas posteriormente, pero superadas por otras en, al menos, uno de los dos objetivos. Los puntos en verde (soluciones no dominadas) representan el conjunto óptimo de soluciones y definen el frente de Pareto final. Los diamantes negros son las tres soluciones elegidas para análisis, las cuales corresponden a los modelos 24, 35 y 54. En la Tabla I se despliegan los valores de las variables independientes y de ambos objetivos. El modelo 35 es la solución del extremo izquierdo:

máximo caudal y máxima circulación; el 24 es el del extremo derecho: mínimo caudal y mínima circulación, y el 54 es la solución intermedia, es decir, un compromiso entre ambos objetivos. La Fig. 11 muestra los modelos 3D de las soluciones de análisis.

Tabla I
Soluciones seleccionadas

	d/D	***w/D***	***h/D***	***L/D***	γ	***H/D***	Γ [m^2/s]	*Q* [m^3/s]
24	0.10	0.45	0.58	0.52	124.6	0.50	1.20	0.0016
35	0.19	0.36	0.25	3.0	108.4	2.00	2.10	0.0058
54	0.10	0.3	0.56	1.51	92.14	1.57	1.69	0.0030

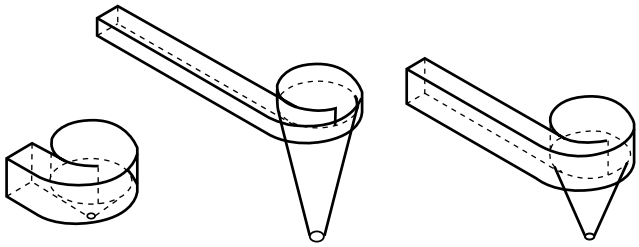


Fig. 11. Modelos 3D de las soluciones 24, 35 y 54.

El modelo 24 tiene un canal alto y ancho, pero un cono corto y con un diámetro de salida pequeño. El 35 tiene un canal angosto (alto y ancho bajo), lo que tiende a acelerar el flujo y favorecer la generación de vorticidad, aumentando Γ. El gran valor de *H/D* incrementa la carga de energía, lo que, naturalmente, eleva tanto la velocidad del flujo como la circulación. El canal tan largo, por su parte, permite un mayor volumen y, por ende, mejorar *Q*. En el modelo 54, *H/D* no es tan alto como en el 35, pero sigue proporcionando suficiente energía para tener un valor elevado de Γ. El canal de entrada es más equilibrado: ni tan largo como en el 35, ni tan corto como en el 24. El ángulo γ menor implica que el flujo entra más tangencialmente, lo que puede aumentar la eficiencia de generación de vorticidad sin penalizar tanto el caudal.

En la Fig. 12 se enseñan las fracciones volumétricas de agua (en rojo) y aire (en azul) dentro de la cámara de circulación. Esta visualización permite analizar la interacción de fases en la zona de generación del vórtice. En estas simulaciones CFD, una fracción volumétrica de 1 (rojo) indica dominio completo del agua, mientras que 0 (azul) corresponde a aire. Las zonas de transición entre ambas fases, mostradas en colores intermedios, revelan el perfil del vórtice y la calidad del flujo rotacional.

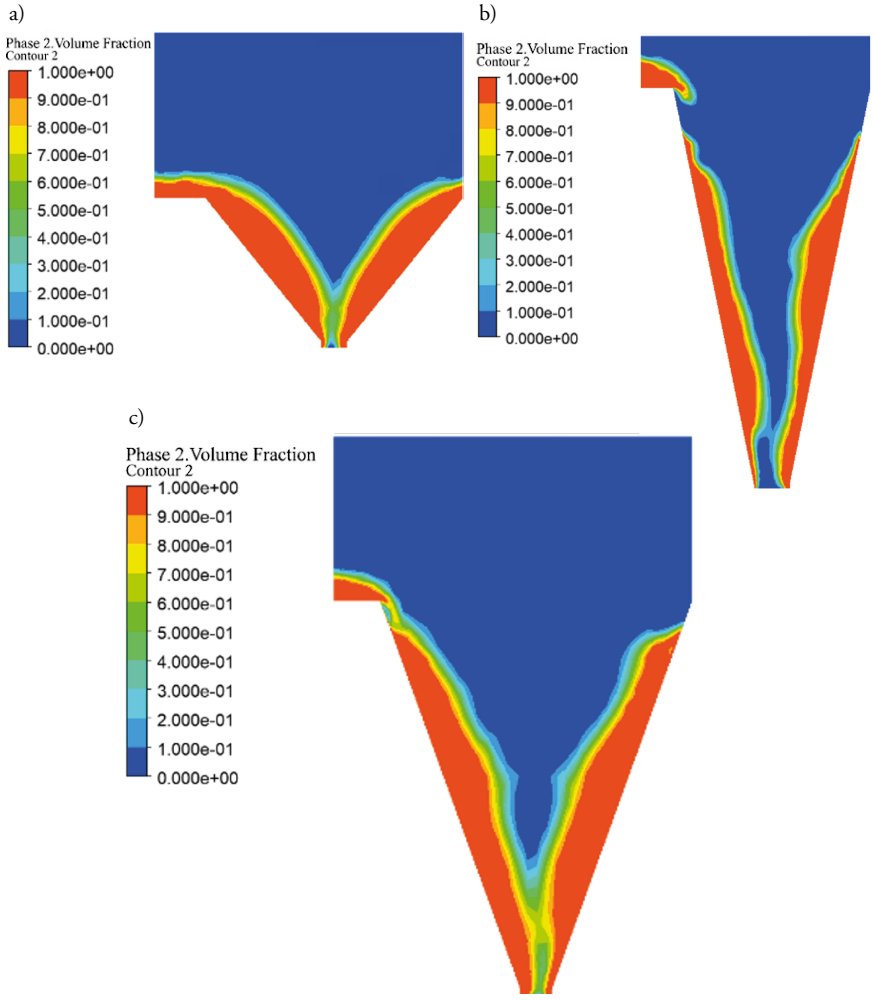


Fig. 12. Fracción volumétrica de agua-aire para las soluciones: a) 24, b) 35 y c) 54.

El modelo 24 exhibe una interfase agua-aire estrecha y simétrica, con una zona de agua bien contenida hacia el centro inferior de la cámara, lo que indica un flujo altamente confinado, con una estructura de vórtice bien definida, pero de menor volumen. Al ser un diseño compacto, la altura de la columna de agua es menor y esto limita el caudal (Q). La interfaz curva y corta sugiere menor interacción aire-agua, lo que reduce turbulencias no deseadas.

En la solución 35 se observa una interfase mucho más alargada y vertical, con una zona de agua extendida en altura. Esto indica una mayor columna de presión disponible (mayor *H/D*) y, por lo tanto, una capacidad superior de caudal. El perfil vertical del vórtice sugiere una formación más desarrollada y profunda, lo que permite alcanzar altos valores de circulación y flujo. En contraste, el modelo 54 presenta una estructura intermedia, con una interfase aire-agua más simétrica y extendida que en el 24, pero menos pronunciada que en el 35. Esto se traduce en un equilibrio entre altura de agua, volumen y calidad del vórtice, lo que lo convierte en una opción balanceada para aplicaciones prácticas.

Al contrastar los modelos 3D obtenidos (Fig. 11) con los estudios de Velásquez *et al.* [32] sobre perfiles de vórtice, se advierte una coincidencia fundamental: la geometría del canal de entrada y el cono de salida son determinantes en la estabilidad del núcleo del aire. La solución 35, con su canal angosto y mayor altura, genera una aceleración del flujo, lo que favorece una transferencia de energía cinética más eficiente hacia la formación de la vorticidad. Esta observación es consistente con el análisis de la interfase agua-aire de la Fig. 12, donde el perfil vertical y profundo del vórtice en esta solución valida la capacidad del diseño para maximizar la carga de energía.

Como medida de desempeño del modelo sustituto, se reportan los valores de hipervolúmenes (*HV*), los cuales estiman el volumen no superpuesto del conjunto de hipercubos formado por el punto de referencia ($Q = 0.00594$ m^3/s y $\Gamma = -0.844$ m^2/s) y cada vector en la aproximación del conjunto de Pareto [51], [52]. Este punto de referencia representa el valor más alto de caudal y el más bajo de circulación, es decir, los puntos contrarios a los objetivos propuestos: mínimo caudal y máxima circulación.

Esta medición del rendimiento es congruente con el frente de Pareto y se usa para evaluar la convergencia de las soluciones a partir de la aproximación de la frontera óptima obtenida en todo el modelo sustituto [52], [53]. La Fig. 13 muestra el historial de convergencia del *HV*, utilizado como métrica para evaluar la calidad del conjunto de soluciones no dominadas obtenidas. Se observa claramente que, tras una evolución progresiva, el *HV* tiende a estabilizarse en torno a un valor de 0.91, representado por la línea azul horizontal. Este valor elevado de *HV* apunta a que el conjunto de soluciones no dominadas se encuentra cerca del frente de Pareto verdadero y, además, cubre una porción amplia del espacio de soluciones óptimas, lo que refleja tanto diversidad como calidad. Esto sugiere que el modelo sustituto ha capturado adecuadamente la relación entre las variables de diseño y los objetivos y que no se esperan beneficios sustanciales al seguir agregando simulaciones.

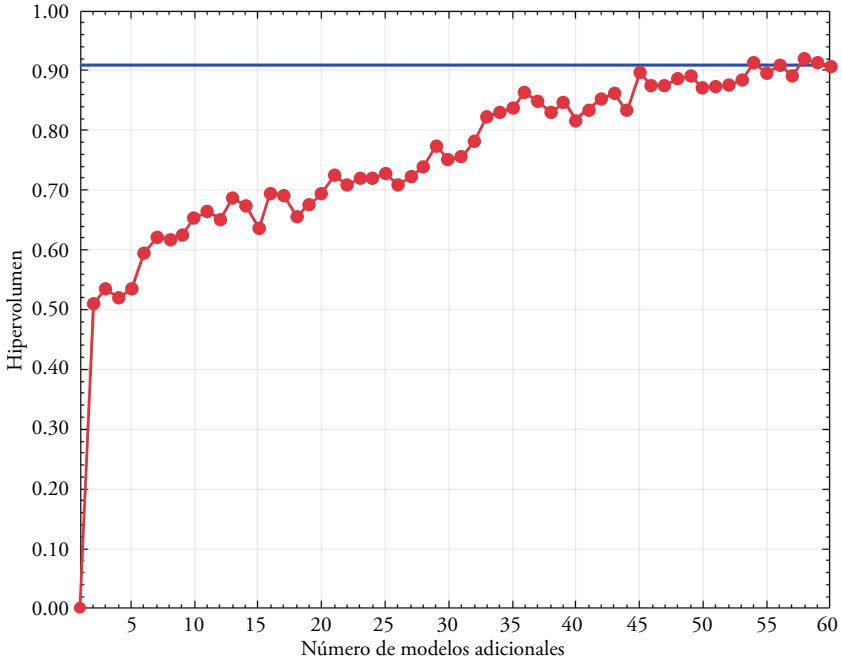


Fig. 13. Historia de convergencia *HV*.

Finalmente, estos hallazgos se sitúan dentro de la tendencia de desarrollo de microcentrales hidroeléctricas en contextos como el colombiano, donde la necesidad de tecnologías de bajo impacto ambiental es creciente. La capacidad de predecir el comportamiento hidrodinámico mediante CFD y optimización estadística, antes de la validación experimental física (que constituye la etapa posterior de esta investigación), se alinea con las metodologías de validación numérica presentadas por Velásquez *et al.* [32] y demuestra que el diseño asistido por computadora es una herramienta de alta fidelidad para la transición energética.

V. Conclusión

Los modelos CFD constituyen una herramienta fundamental para el análisis del comportamiento fluidodinámico en distintas configuraciones de turbinas hidráulicas. Sin embargo, su elevado costo computacional restringe su aplicación directa en procesos iterativos de diseño y optimización. En el presente estudio se propuso una estrategia que combina algoritmos evolutivos con modelos sustitutos, lo que permite reducir significativamente el número de simulaciones necesarias para alcanzar configuraciones geométricas óptimas

en TVG. Esta aproximación demostró ser eficaz en la identificación de soluciones con buen desempeño y, a la vez, minimizar el uso intensivo de recursos computacionales.

La implementación del algoritmo genético multiobjetivo como motor de optimización resultó ser clave para la exploración eficiente del espacio de diseño. A través de la función *gamultiobj* de MATLAB®, se generaron nuevas configuraciones a partir de una población inicial cuidadosamente seleccionada y mejorada mediante técnicas de muestreo optimizadas, como el LHS. El frente de Pareto final obtenido representa un conjunto de soluciones no dominadas que presentan distintos compromisos entre los objetivos de diseño considerados. A diferencia de enfoques tradicionales que buscan una única solución óptima, el multiobjetivo permite ofrecer múltiples alternativas igualmente válidas desde el punto de vista técnico. No existe una «mejor solución» universal, sino que la elección final depende de las condiciones particulares del sitio de instalación, tales como el espacio disponible y el caudal característico del recurso hídrico.

Además, el conjunto de soluciones no dominadas generado proporciona una base robusta para la toma de decisiones en el diseño de turbinas de vórtice y permite, con ello, abordar distintos escenarios operativos dentro de un único estudio. Esta flexibilidad es especialmente valiosa en contextos donde las restricciones topográficas e hidráulicas varían considerablemente de un lugar a otro. Por lo tanto, la metodología presentada no solo optimiza el diseño, sino que también fortalece la adaptabilidad y la aplicabilidad práctica de la tecnología en entornos reales.

A pesar de la robustez de la metodología propuesta, es importante reconocer ciertas restricciones y supuestos que delimitan el alcance del presente estudio. En primer lugar, las simulaciones CFD se realizaron bajo un enfoque de estado estacionario y sin la presencia del rotor, asumiendo que la optimización de la dinámica del vórtice en la cámara es un precursor suficiente para la eficiencia global del sistema. Asimismo, no se consideraron efectos de transporte de sedimentos ni fenómenos de cavitación, factores que en entornos reales podrían alterar el rendimiento a largo plazo. Como prospectiva, se propone integrar simulaciones en estado transitorio que incluyan la interacción fluido-estructura con el rotor en movimiento, las cuales permitirían una validación más precisa del torque y la potencia generada.

Para terminar, pese a las limitaciones descritas, la metodología aquí consolidada se proyecta como un motor de cambio para la infraestructura energética nacional. En el contexto de la transición energética, este trabajo implica una contribución significativa en el marco de la Ley 1715 de 2014, pues, al proporcionar una metodología que reduce los costos de ingeniería y

diseño a través de modelos sustitutos, facilita el despliegue de microcentrales en las zonas no interconectadas del país. En el ámbito global, la investigación aporta al campo de las energías renovables una estrategia replicable para el aprovechamiento de saltos hidráulicos de baja carga al demostrar que es posible democratizar el acceso a tecnologías de alta eficiencia mediante el uso inteligente de herramientas computacionales. En última instancia, este capítulo representa un fortalecimiento de la soberanía tecnológica y ofrece una solución técnica viable para mitigar la pobreza energética en comunidades rurales aisladas.

VI. Reconocimiento

Los autores agradecen el apoyo financiero brindado por la Universidad de Antioquia a través del proyecto de investigación «Desarrollo de un sistema de generación híbrido renovable integrado por una turbina de vórtice gravitacional y paneles solares fotovoltaicos para la producción de hidrógeno verde» (Contract No. 2022-52624).

VII. Referencias

[1] R. González Celis, «Matriz energética mundial y el cambio climático: estado actual», Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia, 2020. [En línea]. Disponible en: https://hdl.handle.net/20.500.12010/15654

[2] D. Urbano, G. Beltrán y A. Roldan, «Energías renovables en Colombia: viabilidad, desarrollo y potencial de implementación para la diversificación de la matriz energética del país», Escuela de Economía, Administración y Negocios, Universidad Pontificia Bolivariana, Medellín, Colombia, 2023. [En línea]. Disponible en: http://hdl.handle.net/20.500.11912/11046

[3] A. Collazos, C. L. Esquivel y A. Paz, «De los hidrocarburos a las energías renovables en Colombia», *Cultura Latinoamericana*, vol. 29, no. 1, pp. 138-162. En. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.14718/CulturaLatinoam.2019.29.1.6

[4] R. E. Reyes, A. Turriago, M. Cárdenas y J. P. Danna, «Análisis de políticas públicas para la adopción de energías renovables no convencionales en Colombia», *Cuadernos Latinoamericanos de Administración*, vol. 19, no. 36. Febr. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.18270/cuaderlam.v19i36.4052

[5] L. Güiza-Suárez, J. C. Rodas, J. A. Cifuentes-Guerrero y J. P. González, Eds., *Energías renovables no convencionales y cambio climático: Un análisis para Colombia*. Bogotá: Universidad del Rosario, 2019.

[6] M. J. Kiraga, «Hydroelectric power plants and river morphodynamic processes», *Journal of Ecological Engineering*, vol. 22, no. 7, pp. 163-178. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.12911/22998993/139068
[7] E. Quaranta *et al.*, «Hydropower case study collection: Innovative low head and ecologically improved turbines, hydropower in existing infrastructures, hydropeaking reduction, digitalization and governing systems», *Sustainability*, vol. 12, no. 21, art. 8873. Nov. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/su12218873
[8] L. Velásquez, A. Posada y E. Chica, «Optimization of the basin and inlet channel of a gravitational water vortex hydraulic turbine using the response surface methodology», *Renewable Energy*, vol. 187, pp. 508-521. Mzo. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.01.113
[9] N. Maika, W. Lin y M. Khatamifar, «A review of gravitational water vortex hydro turbine systems for hydropower generation», *Energies*, vol. 16, no. 14, art. 5394. Jul. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/en16145394
[10] J. Betancour, F. Romero-Menco, L. Velásquez, A. Rubio-Clemente y E. Chica, «Design and optimization of a runner for a gravitational vortex turbine using the response surface methodology and experimental tests», *Renewable Energy*, vol. 210, pp. 306-320. Jul. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.renene.2023.04.045
[11] S. S. Rao, Engineering Optimization: Theory and Practice, Ed. 5. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, 2019.
[12] K. Deb, K. Sindhya y J. Hakanen, «Multi-objective optimization», en *Decision Sciences: Theory and Practice*, R. N. Sengupta, A. Gupta y J. Dutta, Eds. Boca Ratón: CRC Press, 2016, pp. 145-184.
[13] J. L. Junho Pereira, G. A. Oliver, M. B. Francisco, S. S. Cunha Jr y G. Ferreira Gomes, «A review of multi-objective optimization: Methods and algorithms in mechanical engineering problems», *Archives of Computational Methods in Engineering*, vol. 29, no. 4, pp. 2285-2308. Jun. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s11831-021-09663-x
[14] K. Deb, «Multi-objective evolutionary algorithms», en *Springer Handbook of Computational Intelligence*, J. Kacprzyk y W. Pedrycz, Eds. Berlín: Springer, 2015, pp. 995-1015.
[15] A. Slowik y H. Kwasnicka, «Evolutionary algorithms and their applications to engineering problems», *Neural Computing and Applications*, vol. 32, no. 16, pp. 12363-12379. Ag. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s00521-020-04832-8
[16] M. Kayastha, P. Raut, N. K. Subedi, S. Tamang y R. Dhakal, «CFD evaluation of performance of gravitational water vortex turbine at different runner positions», KEC Conference 2019, Kantipur Engineering

College, Dhapakhel, Lalitpur, Nepal, 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.31224/osf.io/d9qn3

[17] D. S. Edirisinghe, H.-S. Yang, S. D. G. S. P. Gunawardane y Y.-H. Lee, «Enhancing the performance of gravitational water vortex turbine by flow simulation analysis», *Renewable Energy*, vol. 194, pp. 163-180. Jul. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.05.053

[18] L. Velásquez, A. Posada y E. Chica, «Surrogate modeling method for multi-objective optimization of the inlet channel and the basin of a gravitational water vortex hydraulic turbine», *Applied Energy*, vol. 330, pt. B, art. 120357. En. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2022.120357

[19] T. V. Kumar y K. Dilip, «Multi-criteria website optimisation using NSGA-II», *International Journal of Business Information Systems*, vol. 21, no. 4, pp. 418-438. Mzo. 2016. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1504/IJBIS.2016.075253

[20] A. Arias-Montaño, C. A. Coello y E. Mezura-Montes, «Multi-objective airfoil shape optimization using a multiple-surrogate approach», 2012 IEEE Congress on Evolutionary Computation, Brisbane, QLD, Australia, 2012, pp. 1-8. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1109/CEC.2012.6256491

[21] A. Golzari, M. H. Sefat y S. Jamshidi, «Development of an adaptive surrogate model for production optimization», *Journal of Petroleum Science and Engineering*, vol. 133, pp. 677-688. Sept. 2015. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.petrol.2015.07.012

[22] R. Alizadeh, J. K. Allen y F. Mistree, «Managing computational complexity using surrogate models: a critical review», *Research in Engineering Design*, vol. 31, no. 3, pp. 275-298. Jul. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s00163-020-00336-7

[23] P. S. Palar, R. P. Liem, L. R. Zuhal y K. Shimoyama, «On the use of surrogate models in engineering design optimization and exploration: the key issues», en *Proceedings of the Genetic and Evolutionary Computation Conference Companion*. Nueva York: Association for Computing Machinery, 2019, pp. 1592-1602. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1145/3319619.3326813

[24] S. Koziel y L. Leifsson, *Simulation-Driven Design by Knowledge-Based Response Correction Techniques*. Cham: Springer, 2016.

[25] J. Aguilar, A. Rubio-Clemente, L. Velasquez y E. Chica, «Design and optimization of a multi-element hydrofoil for a horizontal-axis hydrokinetic turbine», *Energies*, vol. 12, no. 24, art. 4679. Dic. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/en12244679

[26] D. Ozturk y F. Kilic, «Geostatistical approach for spatial interpolation of meteorological data», *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, vol. 88, pp. 2121-2136, 2016. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1590/0001-3765201620150103
[27] P. M. Atkinson y C. D. Lloyd, «Geostatistical models and spatial interpolation», en *Handbook of Regional Science*, M. M. Fischer y P. Nijkamp, Eds. Ed. 2. Berlín: Springer, 2021, pp. 1813-1827.
[28] M. A. Oliver y R. Webster, *Basic Steps in Geostatistics: The Variogram and Kriging*. Cham: Springer, 2015.
[29] C. Borm, «Surrogate models: Analysis of their current state, applicability, advantages and limitations», Graduate School of Natural Sciences, Utrecht University, Países Bajos. [En línea]. Disponible en: https://studenttheses.uu.nl/handle/20.500.12932/48040
[30] M. M. Rahman, J. H. Tan, M. T. Fadzlita y A. R. Wan Khairul, «A review on the development of gravitational water vortex power plant as alternative renewable energy resources», *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, vol. 217, art. 012007. 2017. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1088/1757-899X/217/1/012007
[31] L. Velásquez, A. Rubio-Clemente, A. Posada y E. Chica, «Gravitational water vortex hydraulic turbine implementation in Colombia: hydropower potential and prospects», *Revista UIS Ingenierías*, vol. 22, no. 3, pp. 39-54. Jul. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.18273/revuin.v22n3-2023004
[32] L. Velásquez, A. Rubio-Clemente y E. Chica, «Numerical and experimental analysis of vortex profiles in gravitational water vortex hydraulic turbines», *Energies*, vol. 17, no. 14, art. 3543. Jul. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/en17143543
[33] L. Velásquez, E. Chica y J. Posada, «Advances in the development of gravitational water vortex hydraulic turbines», *Journal of Engineering Science and Technology Review*, vol. 14, no. 3, pp. 1-14. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.25103/jestr.143.01
[34] R. Gómez, L. Velásquez, A. Rubio-Clemente y E. Chica, «Design optimization of an inclined inlet channel, an Archimedean spiral basin, and a discharge cone in a gravitational vortex turbine», *Processes*, vol. 13, no. 5, art. 1533. My. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/pr13051533
[35] F. Huszár, «How (not) to train your generative model: Scheduled sampling, likelihood, adversary?», *arXiv preprint arXiv:1511.05101*. Nov. 2015. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.48550/arXiv.1511.05101

[36] M. D. Shields y J. Zhang, The generalization of Latin hypercube sampling. *Reliability Engineering & System Safety*, vol. 148, pp. 96-108. Abr. 2016. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.ress.2015.12.002

[37] A. Afzal, K.-Y. Kim y J.-W. Seo, «Effects of Latin hypercube sampling on surrogate modeling and optimization», *International Journal of Fluid Machinery and Systems*, vol. 10, no. 3, pp. 240-253. Sept. 2017. [En línea]. Disponible en: http://doi.org/10.5293/IJFMS.2017.10.3.240

[38] A. I. J. Forrester, A. Sóbester y A. J. Keane, *Engineering Design via Surrogate Modelling: A Practical Guide*. Chippenham: John Wiley & Sons, 2008.

[39] H. Liu, Y.-S. Ong, X. Shen y J. Cai, «When Gaussian process meets Big Data: A review of scalable GPs», *IEEE Transactions on Neural Networks and Learning Systems*, vol. 31, no. 11, pp. 4405-4423. Nov. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1109/TNNLS.2019.2957109

[40] D. Nychka, S. Bandyopadhyay, D. Hammerling, F. Lindgren y S. Sain, «A multiresolution Gaussian process model for the analysis of large spatial datasets», *Journal of Computational and Graphical Statistics*, vol. 24, no. 2, pp. 579-599. 2015. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1080/10618600.2014.914946

[41] M. V. Popov, «Use of generalized exponential functions in the analysis of statistical characteristics of interstellar scintillations of pulsars», *Astronomy Reports*, vol. 66, no. 12, pp. 1311-1317. Dic. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1134/S1063772922110166

[42] S. Koziel, L. Leifsson y X.-S. Yang, «Surrogate-based optimization», en *Simulation-Driven Design Optimization and Modeling for Microwave Engineering*, S. Koziel, X.-S. Yang y J. Zhang, Eds. Singapur: World Scientific, 2013, pp. 41-79.

[43] W. Wang, R. Tuo, y C. F. J. Wu, «On prediction properties of kriging: Uniform error bounds and robustness», *Journal of the American Statistical Association*, vol. 115, no. 530, pp. 920-930, 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1080/01621459.2019.1598868

[44] R. W. Farebrother, *Linear Least Squares Computations*. Nueva York: Routledge, 1988.

[45] J. Aguilar, «Diseño de una turbina hidrocinética de eje horizontal con álabes multi-elemento», Departamento de Ingeniería Mecánica, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, 2020. [En línea]. Disponible en: https://hdl.handle.net/10495/15328

[46] A. Afzal y K.-Y. Kim, «Multi-objective optimization of a passive micromixer based on periodic variation of velocity profile», *Chemical Engineering Communications*, vol. 202, no. 3, pp. 322-331. 2015. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1080/00986445.2013.841150

[47] S. Garcia y C. T. Trinh, «Comparison of multi-objective evolutionary algorithms to solve the modular cell design problem for novel biocatalysis», *Processes*, vol. 7, no. 6, art. 361. Jun. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/pr7060361

[48] A. K. Garside, M. N. Muhtazaruddin, R. Ahmad, N. M. Yusoff, N. A. Bani y E. Pujiyanto, «Multi-objective optimization for sustainable production routing problem using NSGA-II algorithm», 2024 IEEE 12th Region 10 Humanitarian Technology Conference (R10-HTC), Kuala Lumpur, Malaysia, 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1109/R10-HTC59322.2024.10778835

[49] A. Lambora, K. Gupta y K. Chopra, «Genetic algorithm-A literature review», 2019 International Conference on Machine Learning, Big Data, Cloud and Parallel Computing (COMITCon), Faridabad, India, 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1109/COMITCon.2019.8862255

[50] Y. Tian, R. Cheng, X. Zhang y Y. Jin, «PlatEMO: A MATLAB platform for evolutionary multi-objective optimization [Educational Forum]», *IEEE Computational Intelligence Magazine*, vol. 12, no. 4, pp. 73-87. Nov. 2017. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1109/MCI.2017.2742868

[51] A. P. Guerreiro, C. M. Fonseca y L. Paquete, «The hypervolume indicator: Computational problems and algorithms», *ACM Computing Surveys (CSUR)*, vol. 54, no. 6, art. 119. Jul. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1145/3453474

[52] H. Wang, A. Deutz, T. Bäck y M. Emmerich, «Hypervolume indicator gradient ascent multi-objective optimization», en *Evolutionary Multi-Criterion Optimization: 9th International Conference, EMO 2017, Münster, Germany, March 19-22, 2017, Proceedings 9*, H. Trautmann *et al.*, Eds. Cham: Springer, 2017, pp. 654-669. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-3-319-54157-0_44

[53] K. Shang, H. Ishibuchi, L. He y L. M. Pang, «A survey on the hypervolume indicator in evolutionary multiobjective optimization», *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*, vol. 25, no. 1. Febr. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1109/TEVC.2020.3013290

Análisis de eficiencia de un fotorreactor hexagonal de microalgas en el tratamiento de drenajes ácidos de minas de carbón en Boyacá, Colombia

Lina Patricia Vega Garzón[1], Ana María Pérez Morales[2], Lorraine Geraldine López Peralta

I. Introducción

La gestión de aguas residuales derivadas de las operaciones mineras plantea un reto ambiental importante por la generación de los drenajes ácidos de mina (DAM) que tienen una fuerte presencia de metales pesados, bajos niveles de pH y altas concentraciones de sulfatos, entre otros. Estos contaminantes, si no son tratados de manera efectiva, pueden causar graves impactos en los ecosistemas acuáticos y en la calidad del agua [1]. En las últimas décadas, la biorremediación mediante microalgas ha destacado como una alternativa sostenible para el tratamiento de aguas contaminadas, debido a su capacidad de remover nutrientes y metales pesados, capturar dióxido de carbono y generar biomasa con potencial valor agregado. En particular, la especie *Chlorella vulgaris* ha mostrado alta tolerancia a condiciones extremas y eficiencia en la remoción de contaminantes, en especial de metales pesados [2]. Un estudio previo realizado a nivel de laboratorio con esta especie, para tratar DAM generados en una mina de carbón de Boyacá, Colombia, mostró que, tras neutralizar el DAM hasta un pH de 4, se obtenían eficiencias de remoción de Fe hasta del 90.8 % en una hora de tratamiento [3].

[1] L. P. Vega Garzon, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, grupo GIGA, avenida Central del Norte 39-115, Tunja, Boyacá, Colombia. Autor de correspondencia: +57 3115225902. Correo: linapatricia.vega@uptc.edu.co

[2] A. M. Pérez Morales y L. G. López Peralta, Universidad Santo Tomás, Facultad de Ingeniería Ambiental, seccional Tunja, avenida Universitaria 45-202, Tunja, Boyacá.

El presente capítulo evalúa la eficiencia de un fotobiorreactor (FBR) hexagonal de placas planas a escala de banco para el tratamiento de DAM provenientes de una explotación de carbón ubicada en Cucaita, Boyacá. Se analizan los fundamentos teóricos, el diseño y la construcción del sistema, los parámetros operacionales, los resultados obtenidos y su discusión a la luz de los estudios de otros investigadores.

II. Reactores de microalgas y su función en el tratamiento de los drenajes ácidos de mina

A. Antecedentes

Drenajes ácidos de mina

Los DAM se generan por la oxidación de sulfuros metálicos expuestos al oxígeno y al agua durante las operaciones mineras. Este proceso involucra reacciones químicas y biológicas que producen ácido sulfúrico y liberan metales pesados al medio acuático [4].

Los DAM se caracterizan por presentar valores de pH entre 2 y 6, concentraciones elevadas de sulfatos (hasta de 3 500 mg/L) y metales disueltos como hierro, manganeso, aluminio, cadmio, cobre, níquel, plomo y zinc. Estos contaminantes afectan la biodiversidad acuática, generan bioacumulación en cadenas tróficas y limitan el uso del agua para consumo humano y agrícola [1]. Los bajos valores de pH de estos vertimientos son un factor determinante en la solubilidad y toxicidad de los metales, así como en la viabilidad de los microorganismos empleados en procesos de remediación biológica [5].

Microalgas y tratamiento de aguas

Las microalgas son microorganismos fotosintéticos capaces de remover contaminantes orgánicos e inorgánicos mediante diversos mecanismos fisicoquímicos y biológicos. En sistemas de tratamiento de aguas residuales, estos microorganismos contribuyen a la reducción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO), la eliminación de nutrientes, la eliminación de compuestos tóxicos, como metales pesados, y la captura de CO_2, además de generar oxígeno disuelto (OD) [6]. Diversos estudios han demostrado la capacidad de ciertas microalgas para remover metales pesados, lo que ha incrementado su potencial de aplicación en efluentes industriales y mineros. Se han reportado eficiencias superiores al 80 % en la remoción de metales pesados y nutrientes en aguas residuales utilizando especies como la *Chlorella vulgaris* y la *Scenedesmus* [3], [7].

La biorremediación de DAM con microalgas supone beneficios económicos y ambientales al remover los metales pesados sin el uso de químicos, a la vez que se reducen emisiones de gases de efecto invernadero [8], [9]. Adicionalmente, se generan bioproductos de valor agregado a partir de la biomasa, como pigmentos, o energía, cerrando el ciclo del tratamiento [10].

Por su parte, el tratamiento de DAM ha sido identificado como un desafío crítico en regiones con intensa actividad minera, debido a la alta acidez y a las concentraciones elevadas de metales disueltos. En respuesta, se han desarrollado FBR diseñados para el cultivo de microalgas capaces de sobrevivir en condiciones extremas de pH y carga metálica [3], [11]-[14]. Estos sistemas han mostrado eficiencia en la remoción de hierro, aluminio y manganeso, así como en la neutralización parcial de la acidez mediante procesos fotosintéticos [15], [16]. En el contexto latinoamericano, incluyendo a Colombia, la implementación de estos sistemas representa una estrategia prometedora para integrar herramientas biotecnológicas en el manejo ambiental de efluentes mineros.

La remoción de metales pesados mediante microalgas se explica por varios mecanismos [10], [17]:

- Biosorción: en este mecanismo los iones metálicos se unen a grupos funcionales presentes en la pared celular. Estos grupos incluyen carboxilos, hidroxilos, fosfatos y aminas.
- Bioacumulación: consiste en el transporte activo de metales hacia el interior celular y almacenamiento en vacuolas, mediante procesos metabólicos activos.
- Precipitación química inducida por alcalinización: consiste en la formación de hidróxidos metálicos insolubles por el aumento del pH debido a la fotosíntesis.
- Floculación y decantación: se da por la sedimentación de biomasa de microalgas y de los precipitados metálicos generados por alcalinización.

B. Fotobiorreactores

Factores de diseño

Las microalgas son organismos simples que están ampliamente distribuidos, pero solo viven en ambientes propicios para su colonización y crecimiento. La disponibilidad de oxígeno, la temperatura, la radiación luminosa, el pH y el contenido de ciertos nutrientes son necesidades ecológicas primarias o variables limitantes a tener en cuenta en los procesos de biorremediación

[7]. Sin embargo, es posible encontrar algas que viven en ambientes con características fisicoquímicas especiales, como son *Galdieria sulphuraria*, *Graesiella* sp., *Chlamydomonas acidophila*, *Desmodesmus* sp. y *Heterochlorella* sp., entre otras, que toleran amplios rangos de pH y remueven contaminantes con metales pesados, nutrientes y compuestos tóxicos, lo que las hace muy útiles en los sistemas de tratamiento de aguas complejas [18].

Los FBR son sistemas cerrados diseñados para el cultivo controlado de microalgas, optimizando la captación de luz, la transferencia de masa y el control de variables ambientales. Las configuraciones más comunes incluyen sistemas tubulares, de columnas de burbujas y de placas planas [19]. Estos sistemas permiten un mayor control sobre las condiciones de cultivo en comparación con sistemas abiertos, reduciendo el riesgo de contaminación y mejorando la productividad de biomasa [20].

El diseño de FBR para el cultivo de microalgas requiere la optimización de las variables que influyen directamente en la productividad de biomasa y en la eficiencia del proceso de remediación. Entre los factores críticos de diseño se encuentran la relación superficie/volumen, la distribución e intensidad de la radiación lumínica, la transferencia de dióxido de carbono y eliminación de oxígeno, los mecanismos de mezcla y agitación, el control térmico y la selección de materiales de construcción [21]. Estos parámetros influyen directamente en la productividad volumétrica del cultivo y en la eficiencia del proceso de remediación o de producción de biomasa [22].

La relación superficie/volumen es uno de los parámetros geométricos más determinantes en el desempeño de un FBR, ya que condiciona directamente la forma como la luz penetra en el cultivo y, en consecuencia, la productividad volumétrica del sistema. Cuando esta relación es elevada, la irradiancia se distribuye de manera más uniforme y se reducen las zonas de sombreado celular, favoreciendo el crecimiento de las microalgas [23], [24].

En este contexto, la luz se convierte en el factor limitante más importante del cultivo microalgal. No solo su intensidad, sino también su espectro y distribución espacial influyen de manera directa en la fotosíntesis, la productividad y la composición bioquímica de la biomasa. Por ello, el diseño del FBR debe procurar una irradiancia homogénea y evitar ciclos luz-oscuridad excesivos que disminuyan la eficiencia fotosintética [22], [25].

De forma complementaria, la transferencia de masa entre las fases gas y líquido resulta esencial para garantizar el suministro de carbono inorgánico y evitar la inhibición por acumulación de oxígeno. Este proceso está regido por el coeficiente volumétrico de transferencia de masa (k_La), el tamaño de las burbujas y la hidrodinámica interna del reactor. Un aporte adecuado de CO_2 no solo incrementa la productividad del cultivo, sino que también contribuye al control del pH del medio [24], [26].

La mezcla dentro del FBR cumple un papel igualmente relevante, ya que permite homogenizar nutrientes, temperatura y células, evitando gradientes de concentración y la sedimentación del cultivo. Además, la agitación modula los ciclos de exposición a la luz que experimentan las células y favorece la transferencia de masa. Sin embargo, es necesario mantener un equilibrio, puesto que una agitación excesiva puede generar esfuerzos de cizallamiento que afectan la viabilidad celular [26].

La temperatura, por su parte, influye directamente en la actividad metabólica y en la productividad microalgal. Cada cepa presenta un rango térmico óptimo, por lo que el diseño del sistema debe contemplar mecanismos de disipación de calor, especialmente en reactores cerrados expuestos a alta irradiancia [23].

Finalmente, los materiales empleados en la construcción del FBR deben combinar alta transmitancia óptica con resistencia mecánica y química, además de ser económicamente viables y durables. Materiales como el vidrio, el policarbonato y los acrílicos son de uso frecuente, aunque su selección depende de la aplicación específica, la escala del sistema y las condiciones ambientales de operación [23].

III. Fotobiorreactores de placas planas

Los sistemas de placas planas presentan una alta eficiencia lumínica debido a su elevada relación superficie/volumen y a la distribución homogénea de la irradiancia, mientras que los sistemas cerrados permiten un control más preciso de las condiciones de cultivo y una menor susceptibilidad a la contaminación externa, lo que los convierte en una alternativa interesante para aplicaciones industriales y ambientales [25], [27], [28].

Dentro de los reactores de placas planas existen múltiples geometrías, entre ellas verticales, horizontales, de capa delgada, con canales estriados o bafles, *air-lift/air-bubbled*, *flat panels* y diseños modulares apilables o hexagonales, con las cuales se busca optimizar simultáneamente la captación lumínica, la hidrodinámica y la transferencia de masa según la aplicación y la escala [23].

Las variantes verticales facilitan el aprovechamiento de la radiación solar diaria y facilitan la gestión térmica en instalaciones exteriores, mientras que los diseños horizontales o de capa delgada maximizan la uniformidad de la luz y minimizan la sombra a potencias lumínicas moderadas. Las modificaciones geométricas, como la inclusión de bafles, canales inclinados, recirculadores o la adopción de formas hexagonales, pueden reducir zonas muertas, mejorar la mezcla inducida por burbujeo y aumentar el coeficiente volumétrico de transferencia de masa, con el consiguiente beneficio en disponibilidad de CO_2

y eliminación de O_2 [29]. No obstante, estas ventajas vienen acompañadas de desafíos operativos: control térmico, limpieza (*fouling*), costo de materiales y escalabilidad. Por ello, el diseño óptimo de placas planas suele obtenerse de un balance entre rendimiento lumínico, eficiencia de transferencia de masa, facilidad de mantenimiento y economía de operación, apoyado por sistemas de control electrónico para ajustar la irradiancia y la hidrodinámica en tiempo real [25], [30].

En resumen, los biorreactores de placas planas con geometrías adaptadas, como los biorreactores hexagonales o con bafles, ofrecen una vía promisoria para maximizar la eficiencia lumínica y la productividad de biomasa, manteniendo al mismo tiempo el control operacional necesario para aplicaciones industriales y ambientales, siempre que su diseño incorpore soluciones para transferencia de masa, gestión térmica y operaciones de limpieza y escalado.

IV. Diseño, construcción e implementación de un reactor cerrado plano hexagonal para tratamiento de drenajes ácidos de mina

En este estudio, fue seleccionada la geometría hexagonal por su capacidad de distribuir la radiación lumínica de manera uniforme, reducir zonas muertas hidráulicas y permitir modularidad del sistema. Este tipo de geometría ha sido observado en estructuras naturales eficientes y se ha propuesto como alternativa para sistemas en los cuales la fotosíntesis desempeña un papel crucial. En la Tabla I se muestran los parámetros de diseño del reactor.

Tabla I
Parámetros de diseño del fotobiorreactor hexagonal

Parámetro	Valor
Tipo de reactor	FBR de placas planas hexagonal
Volumen útil	26.1 L (21.9 L ocupados)
Material	Polímero transparente
Temperatura de operación	20-25 °C
Fuente de iluminación	Solar + iluminación LED
Sistema de aireación	Burbujeo con bomba de acuario
Modo de operación	*Batch*
Microalga	*Chlorella vulgaris*

Con base en la propuesta de Rahman y Singh [29], se realizó un diseño de estructura hexagonal que, además de innovadora, es funcional, ya que proyecta la luz de manera uniforme. La geometría escogida es interesante para el escalamiento, pues se puede acomodar en forma de paneles para aumentar su capacidad y se deja manipular de manera que puede ubicarse en disposición vertical u horizontal, lo que la hace práctica para implementarse dentro y fuera de instalaciones industriales (Figs. 1 y 2). Las dimensiones y la configuración del FBR se muestran en la Fig. 1.

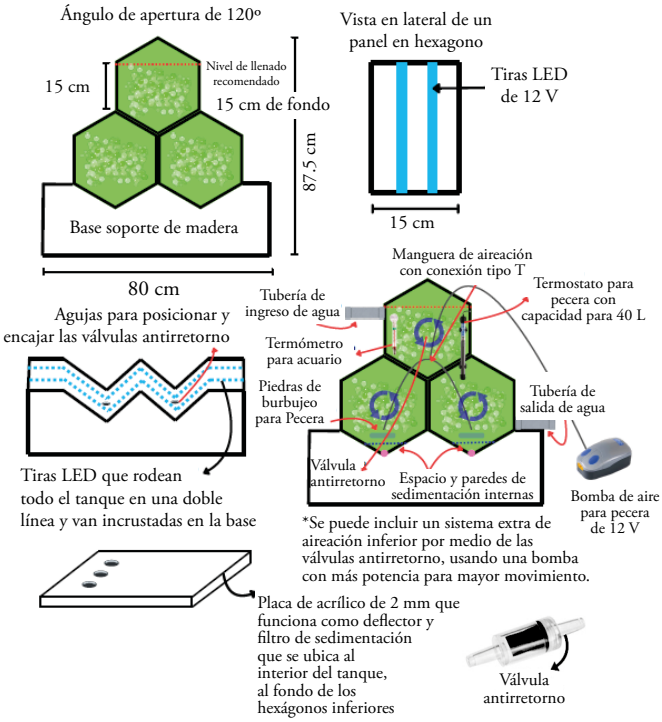


Fig. 1. Diseño y estructura del biorreactor para microalgas.



Fig. 2. Fotos del biorreactor.

A. Variables operacionales

El diseño del FBR permitió controlar la temperatura, la velocidad de burbujeo y los fotoperiodos para el mantenimiento de las microalgas en su interior. El sistema se operó de forma *batch*, de tal manera que el tiempo de retención hidráulica fue el tiempo de operación, de 72 h.

La temperatura se mantuvo estable, entre 20 °C y 25 °C, por medio de un termostato instalado al interior del tanque. Esta se monitoreó por medio de un termómetro sumergido en el interior. La intensidad lumínica fue de 20 000 lumen/m^2 aproximadamente durante el día, y 4 800 lumen/m^2 durante la noche. Se suministró aire a una tasa de 25 L/h proporcionada por medio de una sonda de aire conectada a dos burbujeadores a cada lado, lo que generó un circuito de aireación circular, como se muestra en la Fig. 1. Este suministro permitió la mezcla por burbujeo, con lo que se homogenizó el medio y se mejoró la transferencia de masa, evitando así el daño celular por cizallamiento excesivo. Adicionalmente, la introducción de CO_2 en la mezcla de aire favoreció el crecimiento de las microalgas. Los ángulos de oscuridad de la estructura fueron casi nulos y las paredes laterales actuaron como bafles, provocando un movimiento circular de las burbujas de aire, lo que no genera zonas muertas dentro del cultivo, beneficiando la producción de microalgas y de biomasa.

La iluminación se proporcionó de forma natural (luz solar) durante el día, de 6 a. m. a 5 p. m., momento en el cual se encendían de forma automática las luces que rodean el tanque. De esta manera, se operó el sistema con una relación 9 h de iluminación natural / 13 h de luz artificial, para un fotoperiodo de 24 h.

La operación del reactor fue *batch*, con un periodo de retención hidráulica de 72 h. Se realizaron dos corridas, cuyos resultados no variaron en más del 10 %. Se presentan a continuación los valores promedio obtenidos.

B. Cultivo de microalgas

Se llevó a cabo la reproducción de las microalgas a utilizar en la biorremediación a partir de 4 ml de un *pellet* centrifugado a partir de un cultivo comercial de *Chlorella vulgaris* en etapa exponencial de crecimiento. Se añadió fertilizante líquido para obtener las concentraciones finales de nutrientes: N, P y K de 0.3 g/L cada una. El cultivo se añadió de tal manera que la concentración media de biomasa inicial fue de 68.1 mg/L.

C. Análisis físico y químico

El pH, el OD y la conductividad, tanto de las muestras de drenaje ácido (AMD) sin tratar como de las tratadas, se midieron utilizando instrumentos HACH HQ11d, HACH HQ14d y SI Analytics HandyLab100. La DQO se evaluó utilizando el Método de Digestión en Reactor de la USEPA [31], mientras que el contenido de hierro se cuantificó mediante espectrofotometría de absorción atómica (Analytik Jena, Nova 800D) siguiendo las directrices del método estándar SM 3500 [32].

El DAM tratado fue antes filtrado al vacío con filtros de fibra de vidrio con un tamaño de poro nominal de 1.5 µm. para retirar sólidos sedimentados y suspendidos.

V. Resultados y discusión

Para la ejecución de las pruebas experimentales, se tomó una muestra representativa de agua proveniente de una mina de carbón abandonada localizada en la vereda El Cerezo, municipio de Cucaita, Boyacá. La muestra fue transportada al laboratorio bajo condiciones controladas y analizada para determinar los parámetros fisicoquímicos iniciales. Los resultados evidenciaron una elevada concentración de iones disueltos, principalmente sulfatos y metales pesados, así como un pH ácido característico de DAM, lo que concuerda con la literatura reportada para efluentes mineros de carbón (Tabla II).

TABLA II
Valores de parámetros antes y después del tratamiento

Parámetro	Res. 631/2015 [33]	Inicial	Final
pH	6.00 a 9.00	3.26	7.9
OD (mg/L)	NA	1.65	1.85
Conductividad (µS/cm)	NA	1 139	1 140
SDT (ppm)	NA	569	369
Nitratos (mg/L)	Análisis y reporte	10	5
Fe (mg/L)	2 mg/L	400	50

Posteriormente, el agua fue sometida a tratamiento en el FBR con *Chlorella vulgaris* bajo condiciones controladas de iluminación, aireación y temperatura.

La concentración de hierro total pasó de 400 mg/L a 50 mg/L, lo que indica una remoción del 87.5 % tras el tratamiento durante 72 h. Esto es consistente con estudios previos que reportan eficiencias de remoción superiores al 80 % en sistemas de tratamiento con microalgas. Tal es el caso del estudio de Choi y Lee [13], que reportó una remoción de hierro del 99.66 % utilizando *Chlorella vulgaris* combinada con cáscara de huevo calcinada en efluentes de DAM. De manera similar, un consorcio de microalgas (*Chlorella sorokiniana* y *Chlorella* sp.) reportó eficiencias de remoción de metales pesados como Cu (78.1 %), Cr (76.34 %), Cd (55.19 %), Ni (69.78 %) y Pb (65.12 %) en aguas residuales artificiales [34]. Otro consorcio, de *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus quadricauda* y *Spirulina platensis*, logró una bioacumulación de níquel del 95 % y una absorción de plomo y cadmio de 89 % y 88 %, respectivamente, en aguas residuales urbanas y agrícolas [35]. Los mecanismos de remoción incluyen biosorción, bioacumulación y biotransformación, siendo la primera un proceso pasivo y rápido que ocurre por la interacción de los metales con los grupos activos en la superficie celular [36].

La remoción de metales en sistemas microalgales no es exclusivamente un fenómeno de bioacumulación intracelular, sino que es inducida por múltiples mecanismos; por ejemplo, en el proceso de biosorción, que es una estrategia extracelular, se involucran interacciones fisicoquímicas como adsorción, quelación/complejación, interacción electrostática y precipitación superficial [36]. Además, el pH del medio juega un papel crucial, ya que afecta las propiedades de la superficie de las microalgas y la solubilidad del metal. Un pH más alto, como en este caso, donde fue de 7.9 al final del tratamiento, puede suscitar la complejación del metal y la precipitación como hidróxidos metálicos insolubles [37].

En este estudio, el incremento del pH hasta 7.9 constituye una evidencia clara de este mecanismo. A valores cercanos a la neutralidad (pH 6-8), el hierro ferroso y férrico tiende a formar hidróxidos insolubles, particularmente $Fe(OH)_3$, que se separan del medio por sedimentación. Esto se debe a que las condiciones ácidas generalmente aumentan la solubilidad de los metales, mientras que un pH más alto promueve la complejación de metales y la precipitación como hidróxidos insolubles [38].

En este sentido, los resultados obtenidos confirman que el FBR microalgal actuó no solo como un sistema biológico de remoción, sino como un reactor biogeoquímico donde procesos físicos, químicos y biológicos ocurrieron de manera simultánea, favoreciendo la disminución significativa de la fracción metálica disuelta.

El aumento del pH observado se atribuye al consumo de CO_2 durante la fotosíntesis, un fenómeno que favorece la neutralización de efluentes y la precipitación de metales. Por ejemplo, para la eliminación de metales pesados

por microalgas, la eficiencia óptima generalmente se observa a pH 6-8, donde los grupos funcionales de las microalgas se desprotonan y cargan negativamente, mejorando la unión del metal. Este comportamiento es crucial, ya que el pH influye directamente en la especiación química en solución y en la solubilidad de los metales [39]. Este resultado confirma que los sistemas microalgales no solo actúan como biosorbentes, sino también como reactores biogeoquímicos que modifican las condiciones fisicoquímicas del medio.

El ligero incremento del OD observado en el presente estudio evidencia la actividad fotosintética del cultivo microalgal. Estudios previos han demostrado que los FBR pueden incrementar significativamente el OD, mejorando la calidad del agua tratada y favoreciendo procesos biológicos posteriores [40]. No obstante, el aumento limitado del OD podría atribuirse a la alta DQO del DAM y a la presencia de compuestos inhibitorios, fenómeno reportado en estudios de efluentes mineros.

La conductividad eléctrica se mantuvo prácticamente constante durante el tratamiento, lo que coincide con reportes en los cuales la precipitación de metales no implica necesariamente una disminución significativa de la carga iónica total, debido a la permanencia de otros iones en solución [37].

Por otro lado, la reducción de los sólidos disueltos totales indica la formación de precipitados y la sedimentación de biomasa, lo cual ha sido reportado en sistemas de tratamiento algal de aguas residuales industriales.

La disminución de nitratos observada en este estudio concuerda con reportes que indican la asimilación de nitrógeno inorgánico como nutriente esencial para el crecimiento microalgal. Abdel-Raouf *et al.* [40] reportaron remociones de nitratos superiores al 60 % en sistemas algales, confirmando la capacidad de estos microorganismos para eliminar nutrientes de aguas residuales.

La eficiencia obtenida en este estudio es comparable con sistemas fotobiorreactores tubulares y de placas planas reportados en la literatura; no obstante, el diseño hexagonal propuesto puede ofrecer ventajas adicionales en la distribución de la radiación lumínica y la hidrodinámica, lo que podría mejorar la productividad volumétrica y la eficiencia de remoción, como ha sido sugerido en estudios recientes sobre geometrías no convencionales y reactores modulares [43]-[45].

Aunque los resultados son prometedores, la remoción de hierro no alcanzó plenamente los límites normativos establecidos por la Resolución 631 de 2015 [33], lo que sugiere la necesidad de etapas de tratamiento complementarias o procesos híbridos. Asimismo, no se cuantificó la fracción metálica asociada a biomasa, por lo que futuros estudios deben incluir análisis de bioacumulación mediante digestión ácida e ICP-OES o ICP-MS para discriminar los mecanismos de remoción.

VI. Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio demuestran que el FBR hexagonal de placas planas constituye una alternativa viable para el tratamiento de DAM mediante el uso de *Chlorella vulgaris*. El sistema permitió el crecimiento microalgal bajo condiciones controladas de laboratorio, evidenciando la estabilidad operativa del diseño propuesto y su potencial para aplicaciones en procesos de biorremediación.

El tratamiento del DAM mostró una neutralización efectiva del pH, que pasó de un valor inicial ácido a condiciones cercanas a la neutralidad, lo cual se atribuye principalmente al consumo de dióxido de carbono durante la fotosíntesis microalgal. Este fenómeno favoreció la precipitación de metales en forma de hidróxidos, contribuyendo de manera significativa a la reducción de la fracción metálica disuelta.

La remoción de hierro alcanzó una eficiencia del 88 %, lo que confirma la alta capacidad del sistema microalgal para la eliminación de metales pesados en efluentes mineros. Sin embargo, los resultados sugieren que la remoción no se debe exclusivamente a procesos de bioacumulación intracelular, sino a un conjunto de mecanismos sinérgicos que incluyen biosorción superficial, precipitación química inducida por el aumento del pH y sedimentación de partículas asociadas a biomasa y precipitados metálicos.

Asimismo, se observó una disminución en los sólidos disueltos totales y en la concentración de nitratos, lo que evidencia la capacidad del sistema para remover compuestos disueltos y nutrientes. Esto resalta el potencial del FBR como tecnología integral para el tratamiento de aguas residuales complejas. La conductividad eléctrica se mantuvo prácticamente constante, lo que indica que, aunque se removieron metales y otros compuestos, la carga iónica total no fue eliminada completamente. Esto sugiere la necesidad de procesos complementarios para alcanzar estándares normativos estrictos.

El diseño hexagonal del FBR mostró ventajas potenciales en la distribución homogénea de la radiación lumínica y en la hidrodinámica del sistema, reduciendo zonas muertas y favoreciendo la transferencia de masa. Estas características consolidan las geometrías no convencionales como alternativas prometedoras frente a configuraciones tradicionales, particularmente para aplicaciones en biorremediación ambiental.

En general, los resultados obtenidos son consistentes con estudios previos reportados en la literatura científica, que han documentado eficiencias de remoción de metales superiores al 80 % mediante sistemas microalgales. No obstante, la concentración final de hierro no alcanzó completamente los límites establecidos por la normativa colombiana, lo que indica que el

sistema debe considerarse como una etapa dentro de esquemas de tratamiento híbridos o multietapa.

Finalmente, este estudio evidencia que los FBR de microalgas constituyen una tecnología sostenible y prometedora para la remediación de DAM, especialmente en regiones con alta actividad minera. Se recomienda que futuras investigaciones se enfoquen en el escalamiento del sistema, la cuantificación de la fracción metálica asociada a la biomasa mediante técnicas analíticas avanzadas, la evaluación cinética del proceso y el análisis de viabilidad económica para su implementación a escala piloto e industrial.

VII. Referencias

[1] M. A. Abdel-Razek *et al.*, «Bioremediation of a pesticide and selected heavy metals in wastewater from various sources using a consortium of microalgae and cyanobacteria», *Slovenian Veterinary Research*, vol. 56, no. 22-supl., pp. 61-73. Febr. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.26873/SVR-744-2019

[2] S. A. Razzak *et al.*, «Microalgae cultivation in photobioreactors: sustainable solutions for a greener future», *Green Chemical Engineering*, vol. 5, no. 4, pp. 418-439. Dic. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.gce.2023.10.004

[3] S. Abinandan, S. R. Subashchandrabose, L. Panneerselvan, K. Venkateswarlu y M. Megharaj, «Potential of acid-tolerant microalgae, *Desmodesmus* sp. MAS1 and *Heterochlorella* sp. MAS3, in heavy metal removal and biodiesel production at acidic pH», *Bioresource Technology*, vol. 278, pp. 9-16. Abr. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.053

[4] F. Almomani y R. R. Bhosale, «Bio-sorption of toxic metals from industrial wastewater by algae strains *Spirulina platensis* and *Chlorella vulgaris*: Application of isotherm, kinetic models and process optimization», *Science of the Total Environment*, vol. 755, part. 2, art. 142654. Febr. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142654

[5] U. Anand *et al.*, «Algae and bacteria consortia for wastewater decontamination and transformation into biodiesel, bioethanol, biohydrogen, biofertilizers and animal feed: a review», *Environmental Chemistry Letters*, vol. 21, no. 3, pp. 1585-1609. Jun. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s10311-023-01562-w

[6] R. Arora, K. Sudhakar y R. S. Rana, «Photobioreactors for building integration: A overview of designs and architectural potential», *Heliyon*, vol. 10, no. 15, art. e35168. Ag. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e35168

[7] B. Aslanbay Guler, I. Deniz, Z. Demirel, S. S. Oncel y E. Imamoglu, «Comparison of different photobioreactor configurations and empirical computational fluid dynamics simulation for fucoxanthin production», *Algal Research*, vol. 37, pp. 195-204. En. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.11.019

[8] W. G. Walter, «Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (11th ed.)», *American Journal of Public Health and the Nations Health*, vol. 51, no. 6, p. 940. Jun. 1961. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.2105/AJPH.51.6.940-a

[9] M. C. Benalia, L. Youcef, M. G. Bouaziz, S. Achour y H. Menasra, «Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewater by Chemical Precipitation: Mechanisms and Sludge Characterization», *Arabian Journal for Science and Engineering*, vol. 47, no. 5, pp. 5587-5599. My. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s13369-021-05525-7

[10] P. Benner, L. Meier, A. Pfeffer, K. Krüger, J. E. Oropeza Vargas y D. Weuster-Botz, «Lab-scale photobioreactor systems: principles, applications, and scalability», *Bioprocess and Biosystems Engineering*, vol. 45, no. 5, pp. 791-813. My. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s00449-022-02711-1

[11] K. Kaur Brar, S. Etteieb, S. Magdouli, L. Calugaru y S. K. Brar, «Novel approach for the management of acid mine drainage (AMD) for the recovery of heavy metals along with lipid production by *Chlorella vulgaris*», *Journal of Environmental Management*, vol. 308, art. 114507. Abr. 2022. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114507

[12] J. K. Bwapwa, A. T. Jaiyeola y R. Chetty, «Bioremediation of acid mine drainage using algae strains: A review», *South African Journal of Chemical Engineering*, vol. 24, pp. 62-70. Dic. 2017. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.sajce.2017.06.005

[13] H.-J. Choi y S. M. Lee, «Heavy metal removal from acid mine drainage by calcined eggshell and microalgae hybrid system», *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, no. 17, pp. 13404-13411. Sept. 2015. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s11356-015-4623-3

[14] W. M. S. Dayanath, Y. A. Lim, I. M. S. K. Ilankoon, M. N. Chong y S. C. Foo, «Flow visualisation in flat panel photobioreactors with optimised gas spargers using fluorescent dyes and microspheres to evaluate mixing mechanisms and microalgae growth», *Bioresource Technology Reports*, vol. 32, art. 102301. Dic. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.biteb.2025.102301

[15] A. P. Dean *et al.*, «Metabolic adaptation of a *Chlamydomonas acidophila* strain isolated from acid mine drainage ponds with low eukary-

otic diversity», *Science of the Total Environment*, vol. 647, pp. 75-87. En. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.445

[16] K. B. dos Santos, V. O. de Almeida, J. Weiler y I. A. H. Schneider, «Removal of Pollutants from an AMD from a Coal Mine by Neutralization/Precipitation Followed by "In Vivo" Biosorption Step with the Microalgae *Scenedesmus* sp.», *Minerals*, vol. 10, no. 8, art. 711. 2011. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/min10080711

[17] J. Elleuch *et al.*, «Insights into microalgae-based systems for heavy metal removal», *Journal of Applied Phycology*, vol. 38, no. 1, pp. 365-383. Febr. 2026. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s10811-025-03729-0

[18] A. L. Gonçalves, C. M. Rodrigues, J. C. M. Pires y M. Simões, «The effect of increasing CO_2 concentrations on its capture, biomass production and wastewater bioremediation by microalgae and cyanobacteria», *Algal Research*, vol. 14, pp. 127-136. Mzo. 2016. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.01.008

[19] S. Gu y C. Q. Lan, «Mechanism of heavy metal ion biosorption by microalgal cells: A mathematic approach», *Journal of Hazardous Materials*, vol. 463, art. 132875. Febr. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132875

[20] *Oxygen Demand, Chemical: Reactor Digestion Method 8000*, 12.ª ed., Hach Company, Loveland, CO, 2021. [En línea]. Disponible en: https://in-.hach.com/quick.search-quick.search.jsa?keywords=DOC316.53.01099

[21] H. E. Jijingi, S. K. Yazdi, Y. A. Abakr y A. D. M. Satya, «Bioremediation of heavy metals in palm oil mill effluent (POME) using *Chlorella vulgaris*: A biological approach», *Cleaner Water*, vol. 4, art. 100094. Dic. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.clwat.2025.100094

[22] B. B. Makut, D. Das y G. Goswami, «Production of microbial biomass feedstock via co-cultivation of microalgae-bacteria consortium coupled with effective wastewater treatment: A sustainable approach», *Algal Research*, vol. 37, pp. 228-239. En. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.11.020

[23] T. M. Mata, A. A. Martins y N. S. Caetano, «Microalgae for biodiesel production and other applications: A review», *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 14, no. 1, pp. 217-232. En. 2010. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.07.020

[24] P. Moreno, K. González y L. P. Vega Garzón, «Uso de la microalga *Chlorella vulgaris* para la degradación de contaminantes persistentes en medios acuáticos», en *Tecnología y Bioeconomía*, L. P. Vega, Comp. Tunja: Ediciones Usta, 2025, pp. 113-131. [En línea]. Disponible en: http://hdl.handle.net/11634/70812

[25] J. Park, K. T. Kim y W. H. Lee, «Recent Advances in Information and Communications Technology (ICT) and Sensor Technology for Monitoring Water Quality», *Water*, vol. 12, no. 2, art. 510. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/w12020510

[26] G. Penloglou, A. Pavlou y C. Kiparissides, «Recent Advancements in Photo-Bioreactors for Microalgae Cultivation: A Brief Overview», *Processes*, vol. 12, no. 6, art. 1104. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/pr12061104

[27] J. T. Phiri y S. Oh, «Biosorption of Cd(II), Co(II), and Cu(II) onto Microalgae under Acidic and Neutral Conditions», *Sustainability*, vol. 16, no. 15, art. 6342. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/su16156342

[28] J. C. M. Pires, M. C. M. Alvim-Ferraz, F. G. Martins y M. Simões, «Carbon dioxide capture from flue gases using microalgae: Engineering aspects and biorefinery concept», *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 16, no. 5, pp. 3043-3053. Jun. 2012. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.055

[29] Z. Rahman y V. P. Singh, «Assessment of heavy metal contamination and Hg-resistant bacteria in surface water from different regions of Delhi, India», *Saudi Journal of Biological Sciences*, vol. 25, no. 8, pp. 1687-1695. Dic. 2018. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2016.09.018

[30] R. Saavedra, R. Muñoz, M. E. Taboada y S. Bolado, «Influence of organic matter and CO_2 supply on bioremediation of heavy metals by Chlorella vulgaris and Scenedesmus almeriensis in a multimetallic matrix», *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 182, art. 109393. Oct. 2019. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109393

[31] S. Shanab, A. Essa y E. Shalaby, «Bioremoval capacity of three heavy metals by some microalgae species (Egyptian Isolates)», *Plant Signaling & Behavior*, vol. 7, no. 3, pp. 392-399. Mzo. 2012. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.4161/psb.19173

[32] C. U. Ugwu, H. Aoyagi y H. Uchiyama, «Photobioreactors for mass cultivation of algae», *Bioresource Technology*, vol. 99, no. 10, pp. 4021-4028. Jul. 2008. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.046

[33] Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, «Resolución 631 de 2015, por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones», *Diario Oficial*, no. 49.486, (Bogotá, Colombia), 18 abr. 2015.

[34] L. P. Vega Garzon, P. Moreno y G. L. Camargo Millán, «Performance of *Chlorella vulgaris* in iron removal from mildly neutralized acid mine drainage», *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*,

vol. 13, art. 101316. Jun. 2026. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.cscee.2025.101316
[35] C. Walters, M. Steyn, L. Ndlela, X. Nocanda, M. Moloi y P. Oberholster, «Phycoremediation of industrial wastewater: review of algae consortia», *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 22, no. 7, pp. 6209-6224. Abr. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s13762-024-06130-5
[36] S. Xia, Z. Song, X. Zhao y J. Li, «Review of the recent advances in the prevention, treatment, and resource recovery of acid mine wastewater discharged in coal mines», *Journal of Water Process Engineering*, vol. 52, art. 103555. Abr. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103555
[37] S. Xie, Y. Wang y Q. Li, «Design and optimization of microalgae photobioreactors for treatment of nitrogen and phosphorus in wastewater», *Chinese Journal of Chemical Engineering*, vol. 86, pp. 222-232. Oct. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.cjche.2025.09.004
[38] N. Abdel-Raouf, A. A. Al-Homaidan e I. B. M. Ibraheem, «Microalgae and wastewater treatment». Saudi Journal of Biological Sciences, vol. 19, no. 3, pp. 257-275. Jul. 2012. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.04.005
[39] P. Yaqoubnejad, H. Amini Rad y M. Taghavijeloudar, «Development a novel hexagonal airlift flat plate photobioreactor for the improvement of microalgae growth that simultaneously enhance CO_2 bio-fixation and wastewater treatment», *Journal of Environmental Management*, vol. 298, art. 113482. Nov. 2021. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113482
[40] S. Zhang, T. Liu, Z. Chu y W. Jin, «Recent progress on nanomaterial-based electrochemical dissolved oxygen sensors», *Chinese Journal of Chemical Engineering*, vol. 68, pp. 103-119. Abr. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.cjche.2023.11.027
[41] R. Jayabal, «Microalgae-bacteria systems in wastewater treatment and biofuel production: Challenges, advances, and future perspectives», Algal Research, vol. 91, art. 104228. Oct. 2025. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.algal.2025.104228
[42] R. M. Hijazi, J. R. Mounsef y H. Y. Kanaan, «Comparison of Light Intensity Effect on Microalgal Growth in Cactus-like and Cylindrical Photo Bioreactors», Processes, vol. 12, no. 8, art. 1664, Ag. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/pr12081664
[43] R. Piliyan, D. Meril, R. Prathiviraj, B. P. Barathan, J. Selvakumar y V. Radha, «Exploring microalgae immobilization and advanced photo bioreactors for enhanced wastewater treatment efficiency», Cleaner Water, vol. 6, art. 100210. Jun. 2026. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.clwat.2026.100210

Aplicación de dinámica de sistemas como herramienta de análisis para la gestión ambiental de las aguas residuales en Quibdó, Chocó

Deymer Mena-Córdoba, Yudy Londoño-Cañas, Ainhoa Rubio-Clemente

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

I. Introducción

La degradación ambiental en comunidades compuestas por asentamientos urbanos informales representa uno de los desafíos más urgentes para la sostenibilidad en América Latina [1]. En particular, la gestión de las aguas residuales en ciudades intermedias como Quibdó, capital del departamento del Chocó, en Colombia, se ha convertido en una preocupación crítica debido a la baja cobertura de alcantarillado, de apenas el 20 %, y la ausencia de una planta de tratamiento de aguas residuales [2], situación que ha derivado en el vertimiento directo de aguas residuales en los ríos Atrato y Cabí, pese a que este último es la única fuente de abastecimiento del acueducto municipal [3].

La contaminación del río Cabí pone en riesgo la salud de la población, afecta la biodiversidad acuática y compromete el cumplimiento del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6: Agua limpia y saneamiento. Según Sanabria [4], anualmente se disponen aproximadamente 1260 t de residuos sólidos y se descargan 291600 m^3 de aguas residuales en el río. Este fenómeno ha alcanzado una magnitud preocupante, con 6530 UFC/100 mL de coliformes fecales, bajas concentraciones de oxígeno disuelto y presencia de materia orgánica y metales pesados [5], [6], lo que supera los estándares colombianos de calidad

del agua establecidos por el Ministerio de Ambiente [7]. Un estudio realizado en 2016 [5] reportó niveles moderados de contaminación debido a descargas de aguas residuales domésticas, disposición de residuos sólidos y vertimientos asociados a la cría de animales.

La reducción de la calidad del agua afecta significativamente la flora y fauna de la zona y constituye un problema de salud pública, principalmente para las comunidades de las comunas 4, 5 y 6 del área de estudio [8]. El panorama se agrava aún más por ser este un territorio con una de las mayores tasas de pluviosidad a escala global (> 8000 mm/año), con un reducido sistema de drenaje e inexistencia de una infraestructura sanitaria adecuada que permita el manejo integral de las aguas residuales y las escorrentías pluviales [8]-[10].

Pese a los esfuerzos gubernamentales, la ausencia de una gobernanza ambiental efectiva y de instrumentos técnicos, financieros y sociales para abordar esta problemática ha impedido la implementación eficaz de soluciones sostenibles en el marco de la gestión del recurso hídrico [8]. En este contexto, surge la necesidad de aplicar enfoques innovadores que integren la complejidad de las interacciones sociales, ecológicas y tecnológicas en torno al agua. La dinámica de sistemas, desarrollada inicialmente por Jay W. Forrester [11] y aplicada ampliamente por autores como John D. Sterman [12], se presenta como una herramienta robusta para modelar la evolución de sistemas urbanos complejos, identificar puntos de apalancamiento y simular escenarios futuros de intervención.

Este capítulo recoge los hallazgos de una investigación en la que se aplicó la metodología de dinámica de sistemas para analizar, de manera integral, los impactos socioeconómicos y ambientales de la gestión deficiente de aguas residuales en Quibdó, específicamente en el río Cabí. Por medio de la construcción de un modelo computacional en Vensim®, se representaron más de veinte variables interconectadas y se evaluaron distintos escenarios para el periodo 2025-2055. Los resultados aportan una evidencia sustantiva sobre el potencial transformador de las intervenciones integradas, sostenidas y participativas, con miras a mejorar la salud de la comunidad y la sostenibilidad de los recursos hídricos.

II. Materiales y métodos

Esta investigación tuvo un enfoque metodológico de tipo mixto y consistió en un análisis sistémico, con énfasis en el análisis cualitativo y cuantitativo de las interrelaciones que configuran la gestión de las aguas residuales en Quibdó, a partir de la implementación de la dinámica de sistemas, la cual posibilita representar y analizar sistemas complejos mediante modelos que integran relaciones causales, bucles de retroalimentación y retrasos temporales.

A. Área de estudio

El área de estudio se localiza en el municipio de Quibdó, departamento del Chocó (Colombia), específicamente en las comunas 4, 5 y 6, zonas aledañas al río Cabí. Quibdó cuenta con una población de 144 610 habitantes [2] y se caracteriza por un crecimiento no planificado y una fuerte dependencia social, económica y cultural del río [13], alrededor del cual se desarrollan múltiples actividades comerciales y productivas que originan vertimientos en su cauce, a pesar de que este constituye la única fuente de abastecimiento del acueducto municipal. Debido a su importancia estratégica, la cuenca del río Cabí ha sido declarada ecosistema estratégico y zona de protección hídrica [14].

B. Creación del modelo de dinámica de sistemas

La elaboración del modelo a partir del uso de la dinámica de sistemas se llevó a cabo con el *software* Vensim® PLE, herramienta especializada que facilita la creación de modelos computacionales basados en niveles (*stocks*), flujos (*flows),* variables auxiliares y conectores [15]. Su aplicación constó de tres fases: 1) recolección de datos y creación del diagrama causal; 2) desarrollo del modelo de la dinámica del sistema, y 3) simulación de escenarios futuros y validación del modelo.

Este modelo integró más de veinte variables clave, agrupadas en dimensiones ambientales, sociales, económicas e institucionales. Entre ellas, se incluyeron el volumen de aguas residuales vertidas, la cobertura de alcantarillado, la calidad del agua del río Cabí, la inversión pública en saneamiento, la generación y disposición de residuos sólidos, la tasa de crecimiento poblacional y el nivel de educación ambiental. La selección de estas variables se basó en su relevancia para el comportamiento dinámico del sistema y en la disponibilidad de datos históricos y empíricos. En la Tabla I se recogen las variables consideradas y las ecuaciones utilizadas en su cálculo.

Tabla I
Variables consideradas en la construcción de modelo y desarrollo matemático

Variables	Desarrollo matemático
Población del área de estudio (PAE)	$PAE(t) = PAE_0 + \int CNP(\tau)\, d\tau$ donde: PAE(t): población total acumulada PAE_0: valor inicial = 59 964 hab. CNP: crecimiento neto poblacional (flujo) [hab./año]

Variables	Desarrollo matemático
Aguas residuales generadas (ARG)	$ARG(t) = ARG_0 + \int [GAR(\tau) - CAT(\tau) - VDR(\tau)]\, d\tau$ donde: ARG(t): acumulado de aguas residuales generadas [m^3] ARG_0: valor inicial = 291 600 m^3 GAR: generación de aguas residuales (flujo) [m^3/año] CAT: cobertura de alcantarillado y tratamiento (flujo de salida) [m^3/año] VDR: vertimiento directo al río Cabí (flujo de salida) [m^3/año]
Residuos sólidos generados (RSG)	$RSG(t) = RSG_0 + \int [GRS(\tau) - DRS(\tau) - DIR(\tau)]\, d\tau$ donde: RSG(t): residuos sólidos acumulados en el sistema RSG_0: valor inicial = 1 260 t GRS: generación de residuos sólidos (flujo) [t/año] DRS: disposición en relleno sanitario (flujo de salida) [t/año] DIR: disposición inadecuada de residuos sólidos en el río (flujo de salida) [t/año]
Crecimiento neto de la población (CNP)	CNP = PAE × TIPP El crecimiento neto de la población se calcula como el producto entre la población del área de estudio (PAE [hab.]) y la tasa de incremento promedio (TIPP [1/año]), donde: TIPP = rand (1, 1.89)

Variables	Desarrollo matemático
Generación de aguas residuales (GAR)	GAR = CR × DN La generación de aguas residuales se calcula multiplicando el coeficiente de retorno (CR) por la dotación neta (DN [m^3/hab./año]).
Cobertura de alcantarillado y tratamiento (CAT)	CAT = ARG × PCA El volumen de aguas residuales tratadas corresponde a las aguas residuales generadas (ARG) multiplicadas por el porcentaje de cobertura del alcantarillado (PCA).
Vertimiento directo al río Cabí (VDR) [m^3/año]	VDR = ARG × (1 – PCA) El volumen de aguas residuales vertidas directamente al río es igual al total de aguas residuales generadas (ARG) multiplicado por la fracción sin cobertura de alcantarillado (1 – PCA).
Generación de residuos sólidos (GRS)	GRS = PAE × TGR La generación de residuos sólidos se estima multiplicando la población del área de estudio (PAE) por la tasa de generación de residuos (TGR).
Disposición inadecuada de residuos sólidos en el río (DIR)	DIR = RSG × (1 – TDR – 0.0497) La disposición inadecuada de residuos sólidos en el río se calcula como los residuos sólidos generados (RSG) por la fracción que no se dispone adecuadamente, restando un 4.97 % correspondiente al porcentaje reciclado.
Disposición en el relleno sanitario (DRS)	DRS = RSG × TDR La disposición en el relleno sanitario corresponde al producto entre la fracción de residuos sólidos generados (RSG) y la tasa de disposición en el relleno (TDR).

Variables	Desarrollo matemático
Dotación neta (DN)	DN = PAE × DB × FIDAC
Tasa de disposición en el relleno (TDR)	TDR = TAD + (IPEARD × TAD)

Para la recolección de información, se utilizaron tanto fuentes primarias (observación directa en campo y entrevistas semiestructuradas a líderes comunitarios y técnicos locales) como secundarias; entre estas, informes de la Alcaldía de Quibdó [8], de la Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo Sostenible del Chocó (Codechocó) [5], de la Contraloría General de la República [6] y del Departamento Nacional de Planeación [2], así como publicaciones académicas y científicas relacionadas con la gestión de aguas residuales y la sostenibilidad urbana.

La simulación se realizó para el horizonte temporal 2025-2055, con un paso de simulación anual, y consideró cuatro escenarios:

1) Escenario actual (tendencial): mantiene las condiciones actuales, sin intervención adicional, y refleja una evolución inercial del sistema.

2) Escenario moderado: introduce mejoras parciales en infraestructura sanitaria (50 %) y cobertura de educación ambiental (50 %).

3) Escenario optimista: plantea una intervención integral, con ampliación del alcantarillado hasta el 90 %, creación de una planta de tratamiento, gestión adecuada de residuos y fortalecimiento institucional.

4) Escenario pesimista: considera un deterioro institucional y desatención a la problemática, lo que exacerba los impactos negativos proyectados.

C. Validación del modelo de dinámica de sistemas

El modelo creado fue validado desde una perspectiva estructural, comportamental y política. Para ello, se efectuaron los siguientes procedimientos:

- Verificación de las relaciones causa-efecto del diagrama causal y del diagrama de flujos y niveles.
- Ajuste de las ecuaciones del modelo para asegurar consistencia dimensional y coherencia matemática.

- Pruebas de condiciones extremas (crecimiento poblacional del 5 % y cobertura del 20 %) para evaluar la estabilidad y coherencia del modelo.
- Análisis documental que permitió identificar patrones de comportamiento característicos del área de estudio.
- Calibración del modelo con información secundaria [2], [14], estudios previos, [4], [23]-[25] y datos municipales, lo que posibilitó reproducir adecuadamente tendencias relacionadas con el crecimiento poblacional y la generación de aguas residuales.
- Análisis de sensibilidad con variación de parámetros clave (crecimiento poblacional, cobertura de alcantarillado, educación ambiental, etc.), a partir del cual se obtuvieron respuestas coherentes y consistentes, lo que refuerza la confiabilidad del modelo de simulación.
- Evaluación de la coherencia del modelo al simular distintas estrategias de gestión, con resultados diferenciados y consistentes.

Este enfoque metodológico permitió identificar puntos de apalancamiento estratégico dentro del sistema, simular las consecuencias de diferentes decisiones de política pública y proponer intervenciones sostenibles, orientadas a mejorar la calidad ambiental y la salud pública y a garantizar el acceso a los servicios de saneamiento.

III. Resultados

A. Análisis preliminar

El primer análisis evidenció la magnitud y complejidad de la crisis ambiental y sanitaria derivada de la gestión deficiente de aguas residuales en las comunas 4, 5 y 6 del municipio de Quibdó. Se identificó que estas comunidades, en su mayoría asentadas de manera informal y sin planificación urbana, vierten directamente sus aguas residuales al río Cabí, única fuente de abastecimiento del acueducto municipal, esto debido a una escasa cobertura de alcantarillado, que alcanza apenas el 20 % [16].

Estos vertimientos sin procesar han provocado un deterioro sostenido en la calidad del agua del río Cabí, con concentraciones de coliformes fecales, materia orgánica y partículas en suspensión que superan ampliamente los límites permisibles, según lo documentado por Codechocó [17] y estudios como el de Sanabria [4]. La presencia de *Escherichia coli* y otros organismos

patógenos supone un riesgo para la salud pública, mientras que la acumulación de metales pesados agudiza la amenaza ambiental sobre el ecosistema fluvial [18]. El diagnóstico también reveló una importante contaminación por residuos sólidos, pues se estima que el 25 % de estos termina en cuerpos de agua, con puntos críticos de acumulación como El Playón [3], [17].

La presión sobre el sistema hídrico se intensifica por la alta concentración de población escolar y comercial en estas comunas: más de 20 000 estudiantes acuden semanalmente a instituciones educativas y una amplia red de restaurantes, madereras y centros de distribución de agua origina vertimientos adicionales sin ningún control ambiental [13]. Además, gran parte de las escorrentías superficiales no está conectada al alcantarillado, lo que influye en el flujo libre de contaminantes hacia el río.

Otro factor crítico es la vulnerabilidad de la zona ante inundaciones, en un contexto climático en el cual las precipitaciones anuales superan los 8 000 mm [9], lo que convierte a Quibdó en una de las ciudades más lluviosas del mundo. Los desbordamientos del río Atrato, del cual es afluente el río Cabí, afectan frecuentemente a las viviendas ubicadas en zonas ribereñas y acrecientan la exposición de la población a enfermedades transmitidas por el agua y a pérdidas materiales recurrentes.

Por otro lado, una de las limitaciones más relevantes en el desarrollo de la investigación fue la escasa disponibilidad de información primaria actualizada. La última caracterización oficial de población en estas comunas data del año 2006, por lo cual fue necesario estimar la población mediante la base de datos de usuarios del servicio eléctrico, con lo que se obtuvo una cifra aproximada teniendo en cuenta el número de suscriptores y el promedio de habitantes por vivienda. Esta carencia de fuentes se extiende a los vertimientos, ya que los registros existentes son obsoletos y no contemplan el efecto del cambio climático ni la expansión urbana descontrolada.

B. Desarrollo del modelo de dinámica de sistemas y escenarios de análisis

A pesar de estas limitaciones, el estudio logró producir información estimativa clave y un modelo de dinámica de sistemas que permitió identificar variables estratégicas y simular escenarios de intervención para los próximos 30 años, considerando el periodo 2025-2055; así se pudo proyectar la evolución de la gestión de aguas residuales en las comunidades aledañas al río Cabí. En la Fig. 1 se muestra el modelo de dinámica de sistemas creado.

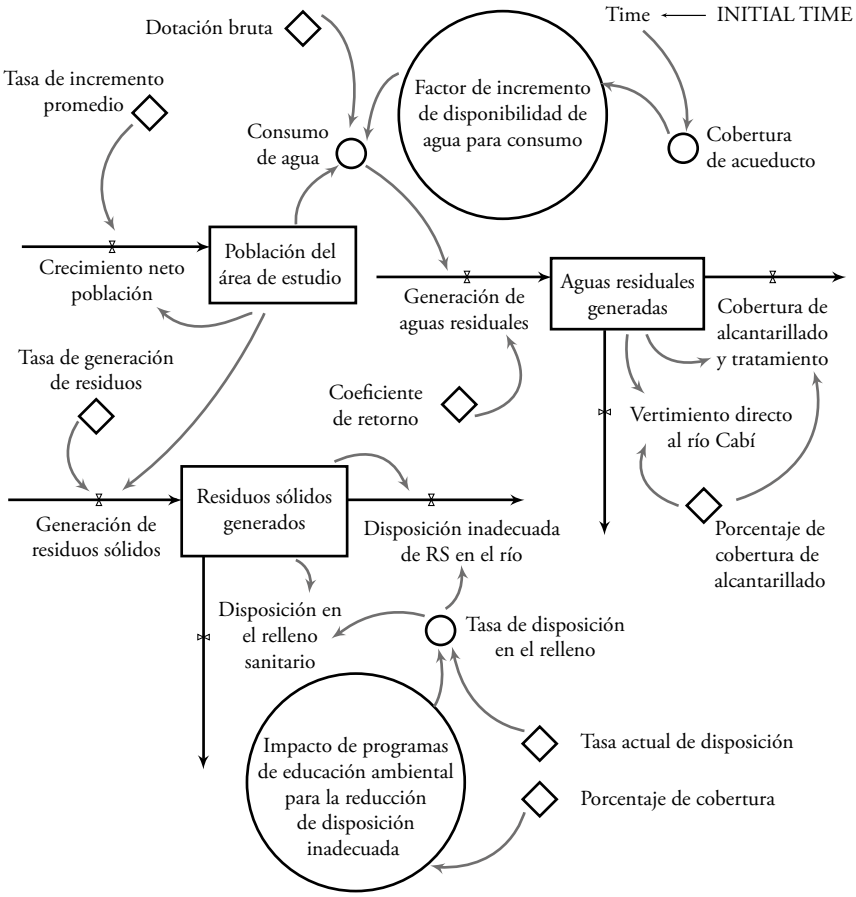


Fig. 1. Modelo de dinámica de sistemas.

Como se mencionó anteriormente, se analizaron distintos escenarios de intervención: actual, moderado, optimista y pesimista. En el escenario tendencial o de línea base, se representa la continuidad de las condiciones actuales sin ninguna intervención adicional. En este contexto, la cobertura de alcantarillado se mantiene en el 20 %, no se incluye la construcción de nuevas infraestructuras sanitarias ni se ejecutan campañas de educación ambiental. El escenario moderado, por su parte, plantea una mejora parcial en la infraestructura sanitaria. Se estima una ampliación progresiva de la cobertura de alcantarillado hasta alcanzar el 50 % en el año 2040, sin incluir la construcción de una planta de tratamiento ni considerar la implementación masiva de programas de educación ambiental.

En cuanto al escenario optimista, este contempla una intervención integral basada en la ampliación de la cobertura de alcantarillado del 20 % actual al 90 % hacia 2040, la construcción y operación de una planta de tratamiento y la implementación de programas de educación ambiental con cobertura del 100 % de la población. Por último, el escenario pesimista representa una situación de abandono institucional y ausencia de intervención. No se consideran inversiones en infraestructura sanitaria ni aumento de la cobertura de alcantarillado, la cual permanece en el 20 %. Tampoco se adelantan campañas de educación ambiental ni fortalecimiento comunitario. A continuación, se despliegan los resultados de estos escenarios.

Escenario actual

Bajo las condiciones actuales, el modelo proyecta que los vertimientos de aguas residuales al río Cabí pasarán de aproximadamente 3 800 000 m³/año en 2025 a 6 000 000 m³/año en 2055; es decir, experimentarán un incremento aproximado del 58 % (Fig. 2).

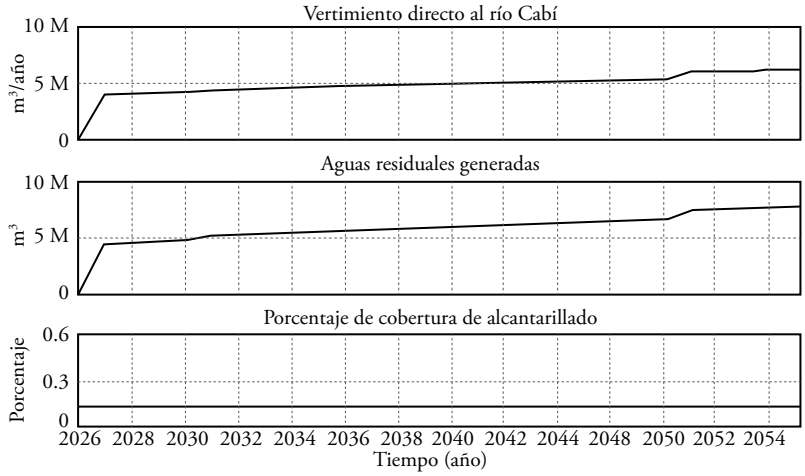


Fig. 2. Vertimiento de aguas residuales al río Cabí (escenario actual).

La disposición inadecuada de residuos sólidos (Fig. 3) muestra también una tendencia creciente, según la cual pasa de 5 600 t/año en 2025 a 8 099 t/año en 2055, con una acumulación significativa de residuos en el río Cabí y las comunidades aledañas. Este escenario implica un deterioro progresivo del ecosistema hídrico y del sistema de agua potable y, en consecuencia, mayores riesgos para la salud humana, debido a la proliferación de patógenos y vectores transmitidos por el agua.

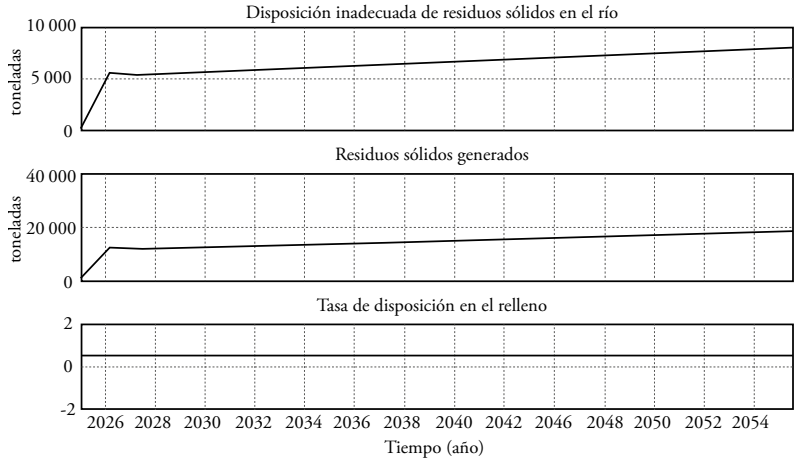


Fig. 3. Generación y disposición de residuos sólidos (escenario actual).

Escenario moderado

Bajo las condiciones del escenario moderado, el volumen de aguas residuales vertidas se reduce moderadamente, pasando de 4 800 000 m³/año a 3 800 000 m³/año en 2055, lo que representa una reducción del 20 % respecto del escenario base. La presión sobre los cuerpos de agua disminuye, mas no lo suficiente para evitar impactos negativos en la calidad del agua y en los ecosistemas (Fig. 4).

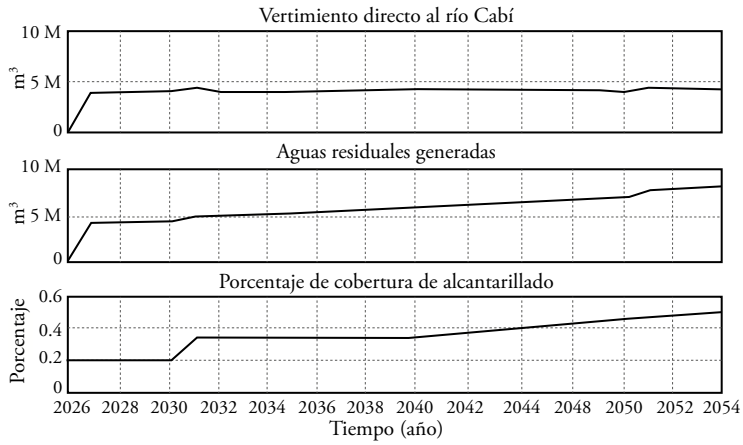


Fig. 4. Vertimiento de aguas residuales al río Cabí (escenario moderado).

En cuanto a los residuos sólidos, en la Fig. 5 se observa una disminución de 8 000 t/año a 6 582 t/año, lo que constituye en una mejora del 18 % aproximadamente, si bien este nivel sigue superando la capacidad de carga del

entorno urbano-natural del municipio. La reducción parcial es el resultado de un manejo intermitente de residuos y de una débil gestión institucional.

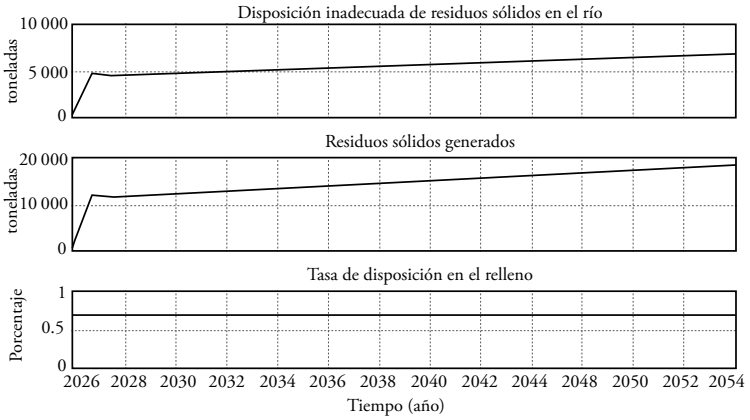


Fig. 5. Generación y disposición residuos sólidos (escenario moderado).

Escenario optimista

En la Fig. 6 se muestra el vertimiento de aguas residuales al río Cabí tomando en cuenta las condiciones del escenario optimista. Los resultados proyectan una reducción del 84 %, equivalente a un descenso de 4 800 000 m³/año a 759 092 m³/año. Esta disminución significativa se asocia al aumento progresivo de la cobertura de alcantarillado y a la implementación de una planta de tratamiento de aguas residuales. Asimismo, en la Fig. 7 se observa una disminución de la disposición inadecuada de residuos sólidos, a menos de 5 000 t/año, una mejora significativa respecto del escenario base.

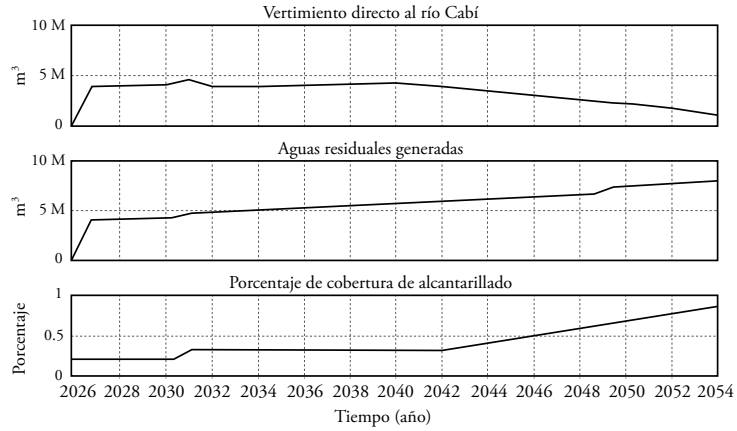


Fig. 6. Vertimiento de aguas residuales al río Cabí (escenario optimista).

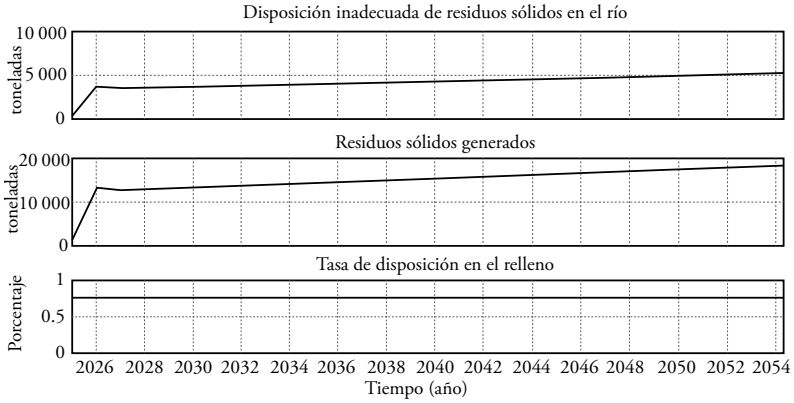


Fig. 7. Generación y disposición de residuos sólidos (escenario optimista).

La reducción de más del 84 % de los vertimientos y la disminución de residuos sólidos confirman la efectividad de las inversiones y las políticas integrales de saneamiento y educación ambiental.

Escenario pesimista

En este contexto, el volumen de aguas residuales vertidas se incrementa por encima del escenario base y alcanza los 6 600 000 m³/año en 2055, como se ilustra en la Fig. 8, debido al crecimiento poblacional y al deterioro del sistema de alcantarillado existente. La presión sobre el río se agrava considerablemente al aumentar los niveles de coliformes fecales, sólidos suspendidos y demanda bioquímica de oxígeno, lo que afecta negativamente la biodiversidad acuática y la calidad del agua para consumo humano.

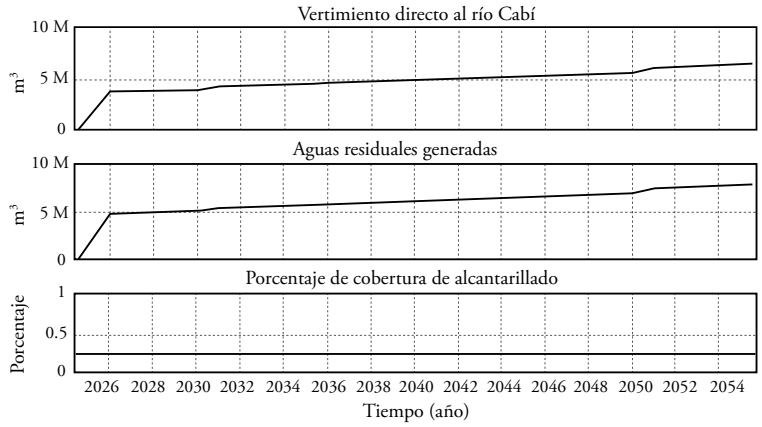


Fig. 8. Vertimiento de aguas residuales al río Cabí (escenario pesimista).

Simultáneamente, la disposición inadecuada de residuos sólidos escala a más de 9 000 t/año (Fig. 9), situación que provoca un colapso ambiental en zonas urbanas marginales y perjudica aún más los cursos de agua. Este escenario proyecta, adicionalmente, un aumento de enfermedades de origen hídrico, conflictos por el uso del agua y un sobrecosto para el sistema de salud pública local. Se evidencia, de esta forma, que mantener las condiciones actuales conduce a un deterioro ambiental sostenido.

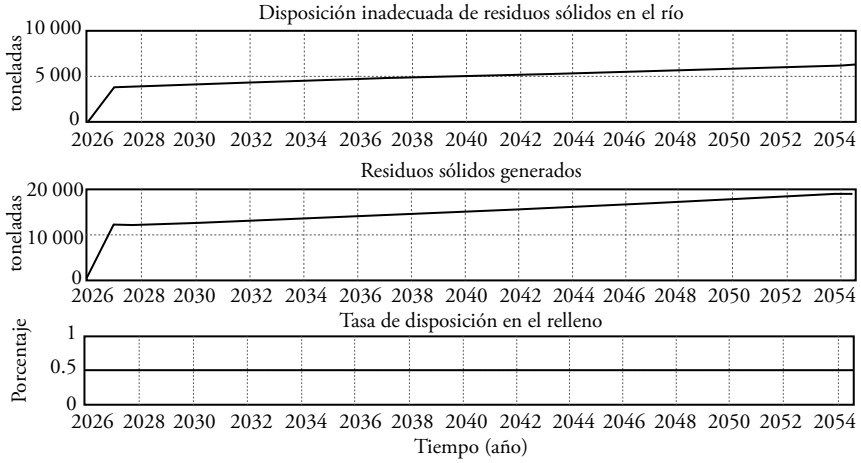


Fig. 9. Generación y disposición de residuos sólidos (escenario pesimista).

C. Dinámica de retroalimentación del sistema

El análisis hizo posible identificar bucles de retroalimentación positiva y negativa (Fig. 10). Un ejemplo de ciclo de refuerzo es el crecimiento poblacional sin ampliación de servicios, que empeora la contaminación del río, deteriora las condiciones de vida e incrementa la presión sobre el sistema de saneamiento. Por otro lado, la implementación de programas de educación ambiental y la participación comunitaria actúan como bucles de balance que moderan los impactos negativos.

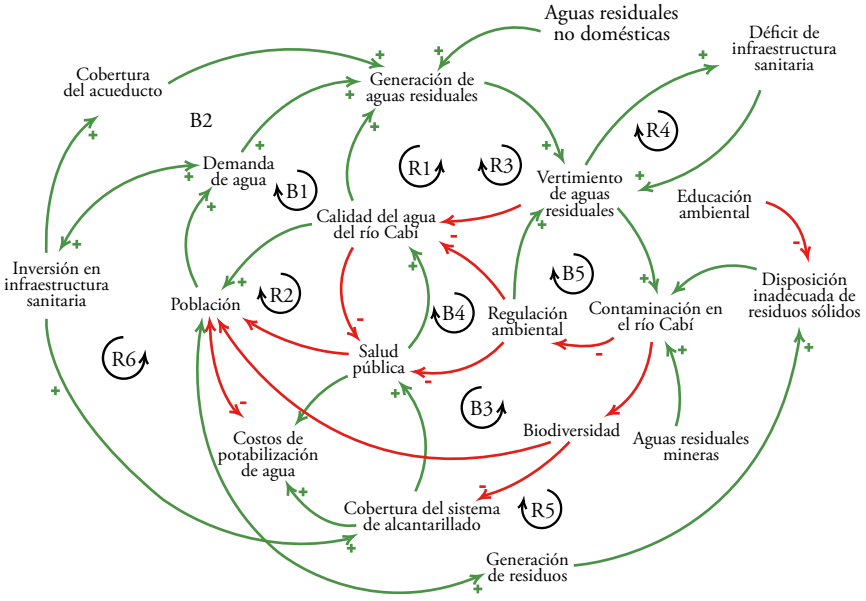


Fig. 10. Diagrama causal.

A partir del diagrama causal construido para el sistema de gestión de aguas residuales en las comunidades aledañas al río Cabí, se identificaron y estructuraron 11 ciclos de retroalimentación: cinco de balance (B) y seis de refuerzo (R). Cada uno de ellos constituye un conjunto de interacciones lógicas entre variables, que permiten comprender la dinámica del sistema y predecir sus comportamientos a lo largo del tiempo.

Cada ciclo de retroalimentación representa una dinámica distinta. En el caso de los ciclos de balance (B), el efecto inicial, como, por ejemplo, el crecimiento poblacional, activa una cadena de consecuencias (aumento de aguas residuales, deterioro de la salud pública, disminución del crecimiento, etc.) que tienden a contrarrestar o regular el fenómeno que las originó; es decir, el sistema responde de forma negativa a una perturbación inicial y tiende a estabilizarse. En cambio, un ciclo de refuerzo (R) se caracteriza por amplificar el efecto inicial a través de una retroalimentación positiva. Por ejemplo, un aumento en la cobertura sanitaria puede generar mejoras en la calidad ambiental, lo que incentiva nuevas inversiones en infraestructura y refuerza así, progresivamente, esa tendencia favorable. A continuación se describen detalladamente el funcionamiento y el diseño de cada uno de estos ciclos.

Ciclos de balance (B)

B1: salud pública y contaminación. Este ciclo parte del crecimiento poblacional, el cual provoca un aumento en la demanda de agua, lo que incrementa, a su vez, la generación de aguas residuales. Ante la ausencia de una infraestructura sanitaria adecuada, estas aguas son vertidas al río y perjudican su calidad. Esta situación afecta la salud pública, pues amplía el rango de enfermedades de origen hídrico. A su vez, una población más enferma tiende a disminuir su tasa de crecimiento, lo que cierra el ciclo. Se trata de un bucle de balance porque el efecto inicial (crecimiento) se ve contenido por sus consecuencias (salud deteriorada).

B2: inversión en infraestructura y contaminación. En este ciclo, el crecimiento poblacional aumenta la demanda de agua y ejerce presión para invertir en infraestructura sanitaria. Esto mejora la cobertura del acueducto, pero también acrecienta la generación de aguas residuales. Al no existir un tratamiento adecuado, los vertimientos contaminan el río, lo que incrementa los costos de potabilización y esto, a su vez, impacta negativamente a la población, pues reduce la presión por nuevas inversiones. El ciclo se regula a sí mismo al originar un comportamiento de estabilización.

B3: biodiversidad y contaminación del agua. Un aumento en la demanda de agua impulsa la inversión en infraestructura sanitaria, con el consiguiente incremento en la cobertura del acueducto, el cual es necesariamente limitado debido a la gobernanza del agua y la disponibilidad de recursos. A su vez, este fenómeno genera un mayor volumen de aguas residuales que se vierten directamente al río, lo que da lugar a la reducción de su biodiversidad e impacta en los ecosistemas locales. La disminución de la biodiversidad y la contaminación elevan los costos de potabilización del agua y esto afecta a la población, la cual, al crecer, intensifica el ciclo.

B4: regulación ambiental y salud pública. La población creciente causa mayor presión sobre el sistema sanitario. La falta de regulación ambiental intensifica los vertimientos, lo que recrudece la contaminación y afecta la salud pública. Esto puede inducir a una disminución poblacional o a presiones por mejoras en la regulación, efectos que cierran el ciclo.

B5: regulación ambiental y vertimientos. En este ciclo, la contaminación producida por vertimientos sin control ejerce presión sobre los entes reguladores. Si la regulación ambiental mejora, se reducen los vertimientos y, por ende, la contaminación. Este es un ciclo correctivo que tiende a frenar el deterioro ambiental.

Ciclos de refuerzo (R)

R1: contaminación y degradación ambiental. La población creciente genera mayores volúmenes de aguas residuales vertidas al río. Esto reduce la biodiversidad y la capacidad natural del ecosistema para depurar contaminantes, lo que intensifica la contaminación del recurso hídrico. El ciclo se retroalimenta de forma positiva, agravando progresivamente la situación ambiental.

R2: salud pública y potabilización. El crecimiento poblacional conlleva una mayor generación de aguas residuales. La baja calidad del agua afecta la salud pública y esto dificulta el acceso a aquella, pues eleva los costos de potabilización, lo que retroalimenta la vulnerabilidad de la población y, de esta forma, intensifica el ciclo.

R3: infraestructura y contaminación. El crecimiento poblacional acarrea el incremento de la cobertura del acueducto y la generación de aguas residuales, las cuales, al no ser tratadas, contaminan el río. La falta de regulación permite que esta situación se mantenga, lo que agudiza los impactos sobre la salud y el ambiente. Esto, a su vez, retroalimenta la demanda de infraestructura.

R4: infraestructura sanitaria y vertimientos. La carencia de inversión en infraestructura sanitaria conlleva un aumento de vertimientos directos al río. Esto deteriora la calidad del agua y suscita presiones sanitarias que, a su vez, dificultan la inversión futura, con lo que se perpetúa el ciclo negativo.

R5: residuos sólidos y biodiversidad. El crecimiento de la población genera más residuos sólidos. Su disposición inadecuada en el río incrementa la contaminación y, por ende, reduce la biodiversidad y deteriora la calidad del agua, lo que origina mayores impactos en salud y bienestar. El ciclo se refuerza a medida que la situación empeora.

R6: infraestructura y calidad del agua. Al crecer la población, se eleva la demanda de agua potable y esto puede incentivar la inversión en infraestructura sanitaria, con la consecuente mejora en la cobertura del sistema de alcantarillado. Como consecuencia, se reducen los vertimientos, se restablece la calidad del agua y se fortalece la salud pública, efectos que retroalimentan el desarrollo sostenible del sistema.

IV. Discusión

Este estudio encuentra sustento en investigaciones internacionales que han demostrado la efectividad de los modelos de dinámica de sistemas en contextos con características similares. En este sentido, destaca [19], donde se aplicó un enfoque similar al desarrollado en este trabajo para optimizar la eficiencia de la gestión del agua potable en Batu (Indonesia) y se concluyó

que la falta de intervención en infraestructura ocasiona un ciclo regresivo en la calidad del servicio y en la confianza institucional. En la simulación de la presente investigación, se observa un fenómeno análogo: la ausencia de mejoras estructurales en saneamiento básico y concientización ambiental refuerza un ciclo de contaminación creciente, donde las intervenciones tardías resultan menos efectivas y más costosas.

Del mismo modo, Adeniran y Bamiro [20] desarrollaron un modelo para sistemas municipales de abastecimiento en Nigeria y encontraron que la integración de variables económicas, institucionales y técnicas en un enfoque dinámico posibilita identificar puntos de apalancamiento con mayor precisión. En el modelo construido en el presente trabajo, variables como la cobertura de alcantarillado y la magnitud de la inversión educativa resultaron ser nodos críticos: pequeñas mejoras en estas variables causan reducciones significativas en los vertimientos, lo que valida la importancia de estos factores como palancas estratégicas.

Por otro lado, en el estudio [21], relacionado con el sistema hídrico de Sus-Masa, en Marruecos, los autores resaltan la utilidad del enfoque de escenarios para enfrentar problemas estructurales en contextos de alta presión demográfica. En concordancia, los resultados obtenidos en esta investigación muestran que, en el escenario optimista, en el cual se contempla una combinación progresiva de inversión en infraestructura sanitaria y fortalecimiento comunitario, se consigue revertir la tendencia de degradación ambiental. Este escenario proyecta una reducción de vertimientos de aguas residuales, de más de 6 000 000 m^3/año en el estado actual, a tan solo 722 000 m^3/año en 2055, en tanto que los residuos sólidos dispuestos en el río Cabí descienden de más de 8 100 t a menos de 3 000 t.

Los aportes de [22], por su parte, refuerzan la noción de que la simulación dinámica hace posible comprender el comportamiento del sistema a lo largo del tiempo y anticipar colapsos funcionales. En el presente estudio, el modelo ha permitido identificar que el sistema entra en un ciclo de deterioro irreversible cuando no se considera una tasa mínima del 50 % de cobertura en alcantarillado y programas de educación ambiental, a raíz de lo cual aumentan los riesgos para la salud pública y el ecosistema.

Finalmente, se destaca que los resultados del modelo están alineados con los Objetivos de Desarrollo Sostenible, particularmente con el ODS 6: Agua limpia y saneamiento, y el ODS 11: Ciudades y comunidades sostenibles, pues demuestran empíricamente que un correcto diseño de políticas públicas puede transformar realidades críticas y ocasionar impactos positivos a largo plazo [1]. De esta manera, estos resultados constituyen un insumo esencial para orientar políticas públicas, acciones de saneamiento básico y estrategias

comunitarias de gestión ambiental. De igual modo, con esta investigación se contribuye metodológicamente, mediante el uso de modelos integrados, al vacío de conocimiento en el área de estudio, al tiempo que se posibilita proponer una hoja de ruta viable y contextualizada para la mejora de la gestión ambiental en regiones que requieren una alta capacidad institucional.

V. Conclusiones

Los resultados de esta investigación indican que la deficiente gestión de las aguas residuales en Quibdó, particularmente en las comunas 4, 5 y 6, aledañas al río Cabí, provoca una serie de impactos socioeconómicos y ambientales que amenazan la sostenibilidad del territorio y el bienestar de sus habitantes. A través de la metodología de dinámica de sistemas, se modeló esta problemática desde una perspectiva holística, integrando variables sociales, institucionales, ambientales y técnicas que configuran un sistema complejo y altamente sensible a la intervención pública.

El escenario actual muestra un aumento del 57 % en los vertimientos de aguas residuales al río Cabí, al pasar de 3 800 000 m³/año en 2 025 a 6 000 000 m³/año en 2 055, en caso de no implementar acciones concretas enfocadas en la gestión del agua en el área de estudio. Simultáneamente, la disposición inadecuada de residuos sólidos alcanzaría las 8 000 t/año, lo que intensificaría los procesos de contaminación, colmatación y proliferación de enfermedades hídricas en las zonas más vulnerables del municipio. Estos datos confirman una tendencia acumulativa de deterioro ambiental y sanitario si se mantiene el modelo de gestión actual.

Por su parte, el escenario optimista en términos de inversión en infraestructura sanitaria proyecta una reducción del 84 % en los vertimientos (de 4 800 000 m³/año a 750 000 m³/año aprox.) y una reducción en la disposición inadecuada de residuos sólidos (< 5 000 t/año), en caso de que la cobertura de alcantarillado pase del 20 % al 90 %, se construya una planta de tratamiento de aguas residuales y se emprendan acciones de educación ambiental con cobertura total. Esto demuestra que, con voluntad política, planificación estratégica e intervención interinstitucional, es posible revertir significativamente el deterioro ambiental y mejorar la calidad de vida de las comunidades.

Asimismo, se identificaron bucles de retroalimentación positivos (refuerzo) y negativos (balance), que explican las dinámicas internas del sistema. El crecimiento poblacional sin expansión del servicio de alcantarillado genera un círculo vicioso de contaminación, mientras que la educación ambiental y la participación ciudadana pueden convertirse en mecanismos reguladores que equilibran el sistema.

De este modo, se confirma que la dinámica de sistemas es una herramienta efectiva para comprender, modelar y simular problemáticas complejas como la gestión de las aguas residuales en contextos urbanos vulnerables. La aplicación de este enfoque en Quibdó ha hecho posible proyectar escenarios futuros y fundamentar propuestas de intervención que pueden orientar políticas públicas más efectivas, adaptadas a la realidad territorial y encaminadas a garantizar el derecho humano al agua, la salud pública y la sostenibilidad ambiental del municipio y de otras ciudades latinoamericanas con retos similares.

VI. Agradecimientos

Deymer A. Mena-Córdoba agradece a la Convocatoria 7 de Minciencias y a la alianza entre la Universidad de Antioquia y la Universidad Nacional, por el apoyo brindado para la realización de estudios en el programa de Maestría en Gestión Ambiental.

VII. Referencias

[1] Organización Mundial de la Salud y Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia, «Estado mundial del saneamiento: Un llamamiento urgente a transformar el saneamiento para mejorar la salud, los entornos, las economías y las sociedades», Nueva York, EE.UU., 2020. [En línea]. Disponible en: https://iris.who.int/handle/10665/342012

[2] Departamento Nacional de Planeación, «Terridata Municipio de Quibdó», Bogotá, Colombia, 2024.

[3] Alcaldía de Quibdó, «Plan de Desarrollo del Municipio de Quibdó 2016-2019: Ruta Q… Seguimos Avanzando hacia la Paz», Quibdó, Chocó, Colombia, 2016.

[4] J. R. Sanabria Botero, «Beneficios económicos del plan de manejo de la cuenca Río Cabí (departamento del Chocó)», Universidad de los Andes, Bogotá D.C., Colombia, 2006.

[5] Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo Sostenible del Chocó, «Informe de calidad del agua del Río Cabí», Quibdó, Chocó, Colombia, 2016. [En línea]. Disponible en:https://bibliotecadigital.udea.edu.co/server/api/core/bitstreams/b0d67297-1b11-4267-a0cf-7eb6b102e3a8/content

[6] Contraloría General del Departamento del Chocó, «Informe del estado de los recursos naturales y del medioambiente vigencia 2016», Quibdó, Colombia, 2016. [En línea]. Disponible en: https://contraloria-choco.gov.co

[7] Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial y Ministerio de Protección Social, *Resolución 2115 de 2007: Por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de con-*

trol y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano, Bogotá, 2007. [En línea]. Disponible en: https://minvivienda.gov.co/normativa/resolucion-2115-2007

[8] Alcaldía de Quibdó, «Plan de Desarrollo Municipal Quibdó 2020-2023: Lo estamos haciendo posible. Quibdó ciudad sostenible 2020-2023», Quibdó, Chocó, Colombia, 2020. [En línea]. Disponible en: https://repositoriocdim.esap.edu.co/handle/20.500.14471/27127

[9] Y. E. Mosquera-Torres, E. García y D. A. Mena, «Assessment of rainwater quality in the biogeographical pacific Preliminary study Quibdo, Choco, Colombia». Ingeniería y Competitividad, vol. 26, no. 2, art. e20212985. 2024.

[10] S. Lemos Moreno, «Organización del territorio en procesos habitacionales emergentes. Caso de estudio: zona oriental de Quibdó», 2016.

[11] J. W. Forrester, *Industrial Dynamics*. Cambridge: MIT Press, 1961.

[12] J. D. Sterman, *Business Dynamics: Systems Thinking and Modeling for a Complex World*. Boston: Irwin/McGraw-Hill, 2000.

[13] M. Pino, «Diagnóstico ambiental de sectores productivos en Quibdó», Universidad Tecnológica del Chocó, Quibdó, Colombia, 2024.

[14] Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico, «Diseño de protocolo para la implementación de un sistema de alertas tempranas de inundaciones - Fase I. Caso de estudio: Río Cabí (Quibdó - Chocó)» [Informe técnico], Quibdó, Chocó, Colombia, 2020.

[15] C. Cadenas Anaya y W. Guaita, *Dinámica de sistemas: Una metodología para la construcción de modelos de toma de decisiones en sectores agroindustriales*. Bogotá: Politécnico Grancolombiano, 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.15765/poli.v1i695.2363

[16] Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo Sostenible del Chocó, «Informe técnico de calidad del agua del Río Cabí», Quibdó, Chocó, Colombia, 2022.

[17] L. A. Luque Ayala y N. C. Ortega Usuga, «Determinantes sociales, ambientales y culturales, relacionados con los casos de malaria en las comunas 1 y 3 de Quibdó, durante el periodo 2019», Facultad de Salud, Universidad Autónoma de Manizales, Manizales, Colombia, 2022.

[18] A. M. Arief, H. Siswoyo y U Andawayanti, «Improving Drinking Water Management Efficiency in Batu City Water Utility with System Dynamics Modelling Approach», *Jurnal Teknik Pengairan: Journal of Water Resources Engineering*, vol. 15, no. 1, pp. 70-79. My. 2024. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.21776/ub.pengairan.2024.015.01.7

[19] A. E. Adeniran y O. A. Bamiro, «Development of a Strategic Planning Model for a Municipal Water Supply Scheme Using System Dynamics», *Journal of Water Resource and Protection*, vol. 7, no. 15, pp. 1183-1194. Oct. 2015. [En línea]. Disponible en: http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2015.715097

[20] A. Guemouria *et al.*, «System Dynamics Approach for Water Resources Management: A Case Study from the Souss-Massa Basin». *Water*, vol. 15, no. 8, art. 1506. Abr. 2023. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/w15081506

[21] A. F. Mashaly y A. G. Fernald, «Identifying Capabilities and Potentials of System Dynamics in Hydrology and Water Resources as a Promising Modeling Approach for Water Management», *Water*, vol. 12, no. 5, art. 1432. My. 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.3390/w12051432

[22] J. R. Sabogal Pinilla *et al.*, *Una exploración a la dinámica empresarial en Quibdó, Departamento del Chocó, 1950-2010*. Cali, Colombia: Programa Editorial Universidad del Valle, 2012.

[23] C. A. Asprilla Guisado y D. Mena Renteria, «Alternativas para el manejo ambiental sostenible de la cuenca del Río Cabi Quibdó - Chocó», 2001. [En línea]. Disponible en: lasalle.edu.co

[24] Y. M. Palacios Palacios *et al.*, «Recomendaciones para incorporar la dinámica demográfica en la formulación de políticas públicas de planeación en Quibdó, Chocó utilizando metodología Bit Pase», Facultad de Ciencias Sociales y Humanas, Universidad Externado de Colombia, Bogotá, Colombia, 2020. [En línea]. Disponible en: https://doi.org/10.57998/bdigital/handle.001.562

Este libro se terminó de imprimir en Divegráficas S.A.S.
en el mes de septiembre de 2026.

Esta obra fue compuesta utilizando
las familias tipográficas Adobe Garamond Pro
y Akzidenz-Grotesk.



Las problemáticas ambientales que enfrenta la sociedad contemporánea son de una complejidad creciente que desborda las fronteras tradicionales de las disciplinas científicas. Fenómenos como la contaminación de las fuentes hídricas, la degradación de los ecosistemas, la gestión del riesgo, la transición energética y los impactos derivados de las actividades productivas sobre los recursos naturales exigen enfoques integradores con los cuales sea posible articular múltiples perspectivas y generar respuestas pertinentes frente a las necesidades actuales y futuras de los territorios.

Como respuesta a estos desafíos surge *Miradas interdisciplinares del medioambiente*, una obra resultado de procesos de investigación y de divulgación científica que constituye un espacio de diálogo entre diversas áreas del conocimiento que convergen en la búsqueda de soluciones innovadoras para problemáticas ambientales contemporáneas.

ISBN: 978-628-7782-21-1





