

BIOFILTROS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE MINAS DE
CARBÓN: APLICACIÓN DE CONSORCIOS BACTERIANOS ACIDÓFILOS Y
SULFATOREDUCTORES EN SISTEMAS INTEGRADOS DE BIOFILTRACIÓN A
ESCALA DE LABORATORIO

Revisión bibliográfica sobre biotecnología aplicada al tratamiento del drenaje ácido de
minas de carbón

Ana María Pérez Morales

D.Sc. Sandra Consuelo Díaz Bello

Universidad Santo Tomás

Facultad de Ingeniería Ambiental

Tunja

2026

INDICE

1. Introducción
2. Resumen
3. Prólogo
4. Drenajes Ácidos de Minas de Carbón: Origen, Caracterización e Impacto Ambiental
 - 4.1. Contextualización del Problema en Colombia y el Mundo
 - 4.2. Geoquímica de Drenaje Ácido: Reacciones y Mecanismos
 - 4.3. Marco Normativo Aplicable
5. Microorganismos Clave en el DAM: Diversidad, Fisiología y Función Biotecnológica
 - 5.1. Acidithiobacillus ferrooxidans: El Catalizador Central
 - 5.2. Acidithiobacillus thiooxidans y Thiobacillus spp.
 - 5.3. Acidimicrobium thiooxidans y Arqueas del Género Sulfolobus
 - 5.4. Bacterias Sulfatoredutoras (SRB): El Núcleo del Tratamiento Biológico
6. Sistemas de Biofiltración para el Tratamiento del DAM Carbonífero
 - 6.1. Pretratamiento por sedimentación y Ajuste de pH
 - 6.2. Biorreactor de Lecho Móvil (MBBR): Tecnología y Aplicaciones
 - 6.3. Biorreactor de Bacterias Sulfatoredutoras: Diseño y Operación
 - 6.4. Humedales Artificiales de Pulido Final
 - 6.5. Tecnologías Complementarias y Enfoques Integrados
7. Sistemas Pasivos de Tratamiento del DAM: Fundamentos Históricos y Aplicaciones Contemporáneas
 - 7.1. Conceptualización y Clasificación de los Sistemas Pasivos
 - 7.2. Reactores Bioquímicos Pasivos con Sustratos Orgánicos: Evolución del Diseño
 - 7.3. Relevancia de los Sistemas Pasivos en el Contexto Colombiano
8. Metodología Experimental: Diseño, Construcción y Evaluación del Sistema de Biofiltros
 - 8.1. Enfoque y Tipo de Investigación
 - 8.2. Cultivo y Aclimatación de los Consorcios Bacterianos
 - 8.3. Diseño y Construcción del Sistema Integrado de Biofiltros

- 8.4. Plan de Monitoreo y Análisis Estadístico
- 9. Resultados Esperados, Impacto Proyectado y Perspectivas de Escalamiento
 - 9.1.Eficiencias de Remoción Proyectadas
 - 9.2.Impacto Ambiental, Científico y Socioeconómico
 - 9.3.Perspectivas de Escalamiento Tecnológico
- 10. Epilogo
- 11. Apéndices y Anexos
 - 11.1. Anexo A. Parámetros Fisicoquímicos Característicos del DAM de Minas de Carbón
 - 11.2. Anexo B. Eficiencias de Remoción Proyectadas para el Sistema Integrado
 - 11.3. Anexo C. Gráficas referenciales de los sistemas de módulos basados en los diferentes artículos, sus dimensiones y el circuito de organización.
- 12. Bibliografía

1. Introducción

El drenaje ácido de minas (DAM) es reconocido en la literatura científica internacional como uno de los problemas de contaminación hídrica de mayor persistencia temporal y mayor complejidad tecnológica asociada a la industria extractiva. A diferencia de otros efluentes industriales, cuya generación cesa con el cierre de la instalación, el DAM puede producirse durante décadas e incluso siglos después del abandono de una explotación minera, toda vez que los minerales sulfurados expuestos en los frentes de explotación, escombreras y depósitos de estériles continúan oxidándose de manera espontánea en presencia de agua y oxígeno (Akcil & Koldas, 2006)(Younger et al., 2002).

En Colombia, país con reservas de carbón estimadas en más de 16.000 millones en toneladas y una producción anual que los sitúa entre los mayores exportadores mundiales de carbón térmico, el impacto del DAM sobre los recursos hídricos de las cuencas carboníferas de Boyacá, Cundinamarca y Norte de Santander ha sido documentado en múltiples estudios que reportan valores de pH tan bajos como 2,3 y concentraciones de sulfatos superiores a 8.000 mg/L en ríos afectados como el Chicamocha y el Suárez (Suarez et al., 2023)(Plan Nacional de Desarrollo Minero - UPME, n.d.). Estos valores superan en varios órdenes de magnitud los límites de vertimiento establecidos por la Resolución 0631 de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, configurando una situación de emergencia ambiental que demanda soluciones tecnológicas urgentes y eficaces.

Los tratamientos convencionales del DAM, basados fundamentalmente en la neutralización química con cal y la precipitación de hidróxidos metálicos, presentan limitaciones significativas: generan grandes volúmenes de lodos con metales que constituyen pasivos ambientales secundarios, implican costos operativos elevados que los hacen inviables para pequeños y medianos operadores mineros, y no permiten la recuperación de los metales disueltos como subproductos de valor comercial

(Kefeni et al., 2017)(Johnson & Hallberg, 2005). Frente a estas limitaciones, los tratamientos biológicos basados en microorganismos acidófilos y sulfatoredutores han emergido en las últimas tres décadas como una alternativa sostenible, de menor impacto ambiental y mayor potencial de economía circular. Los trabajos de (Hedin, Narin, et al., 1994) y (Evangelou, 2018) establecieron los fundamentos fisicoquímicos y biológicos que hoy sustentan el diseño de los sistemas de tratamiento pasivo y activo del DAM, siendo referentes ineludibles en cualquier revisión de la materia.

El presente Documento tiene como propósito central ofrecer una revisión bibliográfica sistemática y crítica del estado del arte en biotecnología aplicada al tratamiento del DAM carbonífero, con énfasis en los sistemas de biofiltración que integran biorreactores de lecho móvil (MBBR) colonizados por bacterias del género *Acidithiobacillus*, reactores anaerobios de bacterias sulfatoredutoras (SRB) y humedales artificiales de pulido final. La revisión abarca desde los fundamentos geoquímicos y microbiológicos del fenómeno hasta las perspectivas de escalamiento industrial, pasando por los avances más recientes reportados en la literatura de alto impacto a nivel mundial.

El texto está organizado en 6 partes que siguen una lógica progresiva: la primera parte contextualiza el problema del DAM en el sector carbonífero colombiano y mundial; la segunda parte describe los microorganismos clave involucrados tanto en la generación como en el tratamiento del DAM; la tercera parte analiza en detalle los sistemas de biofiltración disponibles; la cuarta parte presenta los sistemas pasivos de tratamiento y su relevancia histórica y contemporánea; la quinta parte expone la metodología experimental propuesta para la evaluación a escala de laboratorio; la sexta parte discute los resultados esperados y su impacto potencial; y las páginas posteriores recogen la bibliografía completa, los anexos técnicos y las conclusiones generales.

2. Resumen

El drenaje ácido de mina (DAM) derivado de la explotación de la industria del carbón en Colombia constituye una grave problemática ambiental que afecta principalmente las cuencas de Boyacá, Cundinamarca y Norte de Santander, con niveles extremos de acidez y altas concentraciones de sulfatos que superan los límites establecidos por la normativa nacional. Esta revisión bibliográfica, desarrollada con fines investigativos, analiza el estado del arte de las tecnologías biológicas para el tratamiento del DAM, con énfasis en un sistema integrado de biofiltración compuesto por biorreactores MBBR con bacterias acidófilas, reactores anaerobios con bacterias sulfatoreductoras y humedales artificiales. Basada en una amplia biblioteca de estudios especializados, la propuesta contempla cuatro etapas de tratamiento y eficiencias de remoción superiores al 90% para sulfatos y cercanas al 99% para varios metales pesados, obteniendo un efluente compatible con la normativa colombiana. El sistema representa una alternativa sostenible y económicamente viable para la minería de carbón de pequeña escala, incorporando además principios de economía circular mediante la recuperación de sulfuros metálicos aprovechables.

3. Prólogo

La minería ha sido un motor económico fundamental en las cuencas de los ríos Chicamocha y Suárez, pero también ha generado impactos significativos sobre la calidad del agua debido al drenaje ácido de minas (DAM). Aunque esta problemática ha sido ampliamente estudiada en regiones templadas, las particularidades climáticas, geológicas, microbiológicas y operativas del contexto tropical andino colombiano exigen soluciones tecnológicas adaptadas a las condiciones de la minería carbonífera nacional.

En este contexto se desarrolla la presente revisión bibliográfica, en el marco del semillero de investigación de la Facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Santo Tomás Seccional Tunja. El trabajo realiza una evaluación crítica de las tecnologías biológicas más prometedoras para el tratamiento del DAM, destacando sistemas integrados de biofiltración basados en consorcios de bacterias acidófilas y sulfatoreductoras, mediante la combinación de biorreactores de lecho móvil, reactores anaerobios y humedales artificiales. Sustentada en la evidencia científica y en las condiciones propias del entorno andino, esta propuesta constituye una condición académica y tecnológica orientada al desarrollo de soluciones sostenibles para la recuperación de los ecosistemas hídricos afectados por la minería de carbón en Boyacá.

4. El Drenaje Ácido de Minas de Carbón: Origen, Caracterización e Impacto Ambiental

4.1. Contextualización del Problema en Colombia y el Mundo

La minería del carbón es una actividad de importancia estratégica para la economía de numerosos países en desarrollo, especialmente en América Latina. Colombia, con reservas estimadas superiores a 16.000 millones de toneladas, de las cuales aproximadamente 6.600 millones son técnica y económicamente explotables, ocupa un lugar destacado entre los grandes productores y exportadores de carbón térmico y metalúrgico a escala global (Plan Nacional de Desarrollo Minero - UPME, n.d.). Departamentos como Boyacá, Cundinamarca, Norte de Santander y La Guajira concentran la mayor parte de la actividad extractiva, generando divisas significativas, pero también impactos ambientales de gran magnitud sobre los recursos hídricos, el suelo y la biodiversidad regional.

Uno de los impactos más severos y de mayor persistencia temporal asociados a la minería carbonífera es la generación del drenaje ácido de minas (DAM). Este fenómeno ocurre cuando los minerales sulfurados presentes en el macizo rocoso, fundamentalmente la pirita (FeS_2) y la marcasita, quedan expuestos al oxígeno atmosférico y al agua, desencadenando una serie de reacciones de oxidación química y biológica que producen ácido sulfúrico, hierro disuelto y una amplia gama de metales pesados movilizados desde la roca matriz (Akcil & Koldas, 2006)(Kefeni et al., 2017).

La dimensión del problema es global: se estima que el DAM afecta más de 19.000 km de recursos fluviales en los Estados Unidos, mientras que en Europa son decenas de cuencas las que presentan contaminación activa o heredada de antiguas explotaciones mineras (Younger et al., 2002). En Colombia, estudios realizados en las cuencas del río Chicamocha y el río Suárez documentan valores de pH tan bajos como 2,3, con concentraciones de sulfatos superiores a 8.000

mg/L y hierro total por encima de 500 mg/L (Suarez et al., 2023), que exceden en varios órdenes de magnitud los límites permisibles para vertimiento establecidos en la normativa colombiana.

El tratamiento convencional del DAM mediante neutralización química con cal o caliza es, en muchos casos, económicamente inviable para operaciones pequeñas y medianas, y genera volúmenes significativos de lodos con metales pesados que representan un pasivo ambiental adicional. En este contexto, los tratamientos biológicos basados en la actividad de microorganismos acidófilos y sulfatoreductores emergen como una alternativa sostenible, de menor costo operativo y mayor afinidad con los principios de la economía circular, al permitir la recuperación de metales valiosos en forma de sulfuros comercializables (Johnson & Hallberg, 2005)(Sánchez-Andrea et al., 2014).

4.2. Geoquímica del Drenaje Ácido: Reacciones y Mecanismos

El drenaje ácido de minas es el resultado de una secuencia de reacciones geoquímicas y bioquímicas que se desencadenan cuando los minerales sulfurados quedan expuestos a condiciones oxidantes en presencia de agua. La reacción inicial de oxidación química de la pirita puede describirse como: $\text{FeS}_2 + 7/2 \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2 \text{SO}_4^{2-} + 2 \text{H}^+$. (Evangelou, 2018) proporcionó una de las descripciones más completas de la cinética de oxidación de la pirita, demostrando que el pH es el factor más determinante de la velocidad de disolución oxidativa y que la de Fe^{3+} actúa como agente oxidante dominante una vez que el pH desciende por debajo de 4,5.

El ion ferroso (Fe^{2+}) producido puede oxidarse adicionalmente a ion férrico (Fe^{3+}), ya sea por oxidación química en presencia de oxidarse a pH moderado, o de forma biológicamente catalizada por bacterias como *Acidithiobacillus ferrooxidans* a velocidades entre 5 y 6 órdenes de magnitud superiores a la

reacción abiótica (Singer & Stumm, 1970)(Nordstrom & Southam, 1997). El ion férrico actúa a su vez como agente oxidante potente del mineral de pirita, generando un ciclo autocatalítico de retroalimentación positiva que puede perpetuarse durante décadas e incluso siglos después del cese de la actividad minera (Akcil & Koldas, 2006).

La abundancia de carbonato de calcio y otros minerales tampón en la roca determina en última instancia si la acidez generada supera la capacidad de neutralización del sistema, condición que se evalúa mediante el balance ácido-base (BAB) y el ensayo de generación ácida neta (NAG) estandarizados por la ASTM D5744-18. El DAM procedente de minas de carbón presenta características fisicoquímicas distintivas respecto al generado en minería metálica, con rangos típicos de pH entre 1,5 y 4,0 sulfatos de 500 a 10.000 mg/L, y hierro total de 50 a 2.000 mg/L (Stumm, W. and Morgan, J.J. (1996) Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. 3rd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York. - References - Scientific Research Publishing, n.d.).

4.3. Marco Normativo Aplicable

El tratamiento y vertimiento de aguas residuales provenientes de la minería del carbón en Colombia se rige por un conjunto articulado de disposiciones normativas de carácter nacional e internacional. El Decreto 1076 de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible compila la normativa ambiental sectorial, incluyendo los criterios de calidad de agua y los límites de vertimiento aplicables a la industria extractiva. Por su parte, la Resolución 0631 de 2015 del MADS establece los parámetros y valores límite máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales, con límites específicos para pH (6,0-9,0), hierro total (2,0 mg/L) y sulfatos (250 mg/L), entre otros (*Resolucion-631-de-2015*, n.d.).

A nivel internacional, la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (Directiva 2000/60/CE) provee el marco de referencia para la gestión integrada del recurso hídrico y la protección de los ecosistemas acuáticos. Las normas técnicas de la U.S. Environmental Protection Agency (Epa et al., n.d.), los protocolos del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (*Item Detail - Standard Methods for the Examination of Water Wastewater 24*, n.d.) y las normas ISO 6341 e ISO 11348 para ensayos de ecotoxicidad con *Daphnia magna* y *Vibrio fischeri*, respectivamente, completan el marco técnico de referencia para evaluación del sistema de tratamiento propuesto. El Documento CONPES 3918 (Manuel Santos Calderón et al., n.d.) establece las metas nacionales de calidad hídrica en el marco de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, contextualizando la relevancia estratégica de esta investigación dentro de la política pública colombiana.

5. Microorganismos Clave en el Drenaje Ácido de Minas: Diversidad, Fisiología y Función Biotecnológica.

5.1. *Acidithiobacillus ferrooxidans*: El Catalizador Central

Acidithiobacillus ferrooxidans (anteriormente clasificado como *Thiobacillus ferrooxidans*, reclasificado por (Kelly & Wood, 2000) es una bacteria quimiolitotrofa Gram-negativa, mesófila, aerobia estricta, perteneciente a la clase Gammaproteobacteria. Su rango óptimo de pH oscila entre 1,8 y 2,5, con tolerancia a valores tan bajos como 0,5. Obtiene energía de la oxidación de iones ferrosos ($\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$) y de compuestos reducidos del azufre ($\text{S}^0, \text{S}_2\text{O}_3^{2-}$), utilizando dióxido de carbono como fuente de carbono mediante el ciclo de Calvin-Benson (Kelly & Wood, 2000)(Hallberg & Johnson, 2001).

Esta bacteria desempeña un papel central y dual en el contexto del tratamiento del DAM: por un lado, es el principal agente biológico acelerador de la formación de

DAM in situ; por otro, su actividad puede ser aprovechada en los biorreactores aerobios para oxidar el Fe^{2+} a Fe^{3+} , facilitando la posterior precipitación del hierro como oxihidróxido o jarosita a pH controlado. Su capacidad para formar biopelículas robustas sobre sustratos minerales e inertes, demostrada mediante microscopía electrónica de barrido (SEM), la convierte en candidata óptima para los sistemas de lecho fijo y MBBR (Sand et al., 1995).

Estudios recientes confirman que *A. ferrooxidans*, inmovilizó sobre sustratos de ceramsita, piedra volcánica y carbón activado en biorreactores de lecho empacado a escala de laboratorio, logra tasas de oxidación de Fe^{2+} de hasta 301 mg/(L*h), con eficiencias de oxidación del 95 al 99% en operación continua (Jin et al., 2020). La formación de schwertmannite (un oxihidróxido de hierro sulfatado con alta capacidad de adsorción de metales pesados) inducida por la acción combinada de *A. ferrooxidans* y *Acidiphilium multivorum*, constituye uno de los mecanismos más eficientes de coprecipitación y retención de oxianiones en el DAM (Song et al., 2022). La evaluación de la oxidación bacteriana de sulfuros con *A. ferrooxidans* en Colombia, realizada por (Muñoz et al., 2003), demostró que cepas autóctonas aisladas de minas de la región andina presentan tasas de oxidación comparables a las reportadas para cepas de referencia internacional, lo que abre perspectivas para el uso de inóculos locales en los sistemas de biofiltración.

5.2. *Acidithiobacillus thiooxidans* y *Thiobacillus spp.*

Acidithiobacillus thiooxidans es una bacteria quimiolitotrofa aerobia estricta con capacidad exclusiva de oxidar compuestos reducidos de azufre (azufre elemental, tiosulfato, tetratiónato, sulfito) hasta sulfato, pero incapaz de oxidar hierro ferroso. Su rango de pH óptimo es aún más ácido que el de *A. ferrooxidans* (1.0-3.5), lo que la hace particularmente prevalente en entornos con alta acidez y elevada concentración de azufre elemental. En el contexto del DAM carbonífero, *A. thiooxidans* contribuye significativamente a la generación de acidez a través de

la oxidación del azufre elemental producido como intermediario de la oxidación de la piritita, y su presencia está documentada tanto en biorreactores de biolixiviación como en sistemas de tratamiento de DAM (Hallberg & Johnson, 2001)(Hedrich et al., 2011).

El género *Thiobacillus*, en su concepción taxonómica actual restringida, comprende bacterias quimiolitotróficas neutrófilas capaces de oxidar compuestos del azufre a pH próximo a la neutralidad. La presencia de *Thiobacillus denitrificans* tiene particular relevancia en las etapas de pulido final, donde la oxidación del sulfuro residual producido por las SRB puede generar depósitos de azufre elemental indeseables. La comprensión de las interacciones ecológicas entre los distintos grupos funcionales del consorcio microbiano es fundamental para el diseño óptimo del biofiltro (Rawlings, 2002).

5.3. *Acidimicrobium thiooxidans* y Arqueas del Género *Sulfolobus*

Acidimicrobium thiooxidans (Clark & Norris, 1996) es una bacteria termo-acidófila moderada perteneciente a la clase *Acidimicrobiia* (filo *Actinobacteria*). Su temperatura óptima de crecimiento se encuentra entre 45°C y 50°C, con tolerancia hasta 55°C, y su rango de pH óptimo oscila entre 2,0 y 2,5. Oxida tanto el hierro ferroso como los compuestos reducidos al azufre, siendo especialmente relevante en ambientes de minería de carbón con temperatura de efluente moderadamente elevada. Su co-cultivo con *A. ferrooxidans* en biorreactores de alta temperatura ha mostrado tasas de biolixiviación superiores a las de cada organismo por separado (Norris et al., 2000).

Los miembros del género *Sulfolobus* son arqueas termo-acidófilas aerobias pertenecientes al filo *Crenarchaeota*, con temperatura óptima de crecimiento entre 65°C y 85°C y pH óptimo entre 2,0 y 3,0. *Sulfolobus acidocaldarius* oxida el azufre elemental y el sulfuro ferroso, generando ácido sulfúrico como producto

metabólico. *Sulfolobus solfataricus* posee enzimas hidrolíticas de alto valor biotecnológico y mayor tolerancia a determinados metales pesados (Brock et al., 1972)(Grogan, 1989). En los sistemas de tratamiento de DAM, estas arqueas son de interés en contextos de efluentes geotérmicamente calientes o en módulos diseñados para operar a temperaturas elevadas.

5.4. Bacterias Sulfatoreductoras (SRB): El Núcleo del Tratamiento Biológico

Las bacterias sulfatoreductoras (SRB) constituyen el grupo funcional más crítico para la neutralización del DAM y la precipitación de metales pesados en condiciones anaerobias. Estos microorganismos utilizan el sulfato como aceptor terminal de electrones en su metabolismo anaerobio, reduciendo el SO_4^{2-} a H_2S : $\text{SO}_4^{2-} + 2\text{CH}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{S} + 2\text{HCO}_3^-$. El H_2S producido reacciona espontáneamente con los iones de metales pesados disueltos, formando sulfuros metálicos insolubles: $\text{Me}^{2+} + \text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{MeS(s)} + 2\text{H}^+$. Adicionalmente, la alcalinidad generada como bicarbonato neutraliza la acidez del DAM, elevando el pH hasta rangos neutros propicios para la precipitación de hidróxidos metálicos (Koschorreck, 2008)(Sánchez-Andrea et al., 2014).

Los géneros de SRB más frecuentemente identificados en sistemas de tratamiento de DAM incluyen *Desulfovibrio*, *Desulfotomaculum*, *Desulfosporosinus* y *Desulfitobacterium*, con tolerancia variable a la acidez. Revisiones sistemáticas recientes reportan eficiencias de reducción de sulfatos entre 74,8% y 100%, con tasas de recuperación de metales del 95 y 99% bajo condiciones optimizadas (Li et al., 2026)(C.-M. Neculita et al., 2007), en una revisión exhaustiva de los biorreactores pasivos con SRB para el tratamiento de DAM, identificaron como factores clave de éxito la composición del sustrato orgánico, la densidad y diversidad del inóculo bacteriano, y el tiempo de retención hidráulica, estableciendo rangos operacionales óptimos que continúan siendo referencia para el diseño de estos sistemas. La tolerancia de las SRB a la acidez es un factor

determinante del éxito del tratamiento biológico del DAM; estudios en la cuenca minera carbonífera de Zipaquirá (Colombia) reportan que reactores bioquímicos pasivos a escala piloto logran remociones de sulfatos superiores al 90% y de metales de 95 al 100% (Jurado et al., 2025).

6. Sistemas de Biofiltración para el Tratamiento del DAM Carbonífero

6.1. Pretratamiento por Sedimentación y Ajuste de pH

El pretratamiento físico por sedimentación constituye la primera etapa indispensable del tren de tratamiento, cuya función principal es la remoción de sólidos en suspensión gruesos y finos que podrían colmatar los lechos de los biorreactores subsiguientes y reducir la actividad microbiana. Esta etapa incluye, además, el ajuste preliminar del pH mediante adición controlada de caliza (CaCO_3) hasta valores en el rango 4,5 a 5,5, con el fin de reducir la carga ácida sobre los biorreactores biológicos y propiciar la pre-precipitación de parte del hierro y el aluminio disueltos. La dosis óptima de neutralizante se determina experimentalmente mediante pruebas de jarras (jar test), siguiendo el protocolo estándar de la ASTM E2566 (Stumm, W. and Morgan, J.J. (1996) *Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. 3rd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York. - References - Scientific Research Publishing, n.d.) (C. M. Neculita et al., 2008).

El ajuste parcial del pH en el pretratamiento es especialmente relevante cuando las concentraciones de aluminio en el DAM son elevadas, dado que $\text{Al}(\text{OH})_3$ precipita a pH superiores a 4,5, reduciendo significativamente la carga sobre el biorreactor aerobio. Estudios de laboratorio han demostrado que la combinación de caliza reactiva y compost en sistemas de drenes calcáreos anóxicos (ALD) permite alcanzar incrementos de pH de hasta 3,5 unidades en una sola etapa, reduciendo simultáneamente la concentración de metales pesados hasta en un 80% (Kleinmann et al., 2021).

6.2. Biorreactor de Lecho Móvil (MBBR): Tecnología y Aplicaciones

El biorreactor de lecho móvil (Moving Bed Biofilm Reactor, MBBR) es una tecnología de tratamiento biológico desarrollada originalmente por el profesor Hallvard Ødegaard de la Universidad Noruega de Ciencia y Tecnología a finales de la década de 1980, y comercializada bajo la marca Kaldnes Moving Bed desde 1990 (Ødegaard et al., 1994). El sistema consiste en un tanque de aireación con portadores plásticos de libre flotación, fabricados típicamente en polietileno de alta densidad (HDPE), que proveen una superficie protegida de alta área específica para el desarrollo de biopelículas microbianas. La agitación continua garantiza el contacto permanente entre el agua residual, el oxígeno y la biomasa adherida, maximizando las tasas de transferencia de masa y la eficiencia biológica.

Las ventajas del MBBR en el contexto del tratamiento del DAM carbonífero son múltiples: alta eficiencia de oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+} mediada por *A. ferrooxidans* inmovilizado, operación en flujo continuo sin necesidad de ciclos de retro lavado, huella mínima en comparación con sistemas de lodos activados equivalentes, y facilidad de escalamiento desde el laboratorio hasta la escala industrial. Para 2011, se documentaba la operación de más de 400 plantas a escala real con tecnología MBBR en 22 países, incluyendo aplicaciones industriales en minería, metalurgia y galvanoplastia (McQuarrie & Boltz, 2011). La selección del soporte de inmovilización para *A. ferrooxidans* es un parámetro de diseño crítico del MBBR; estudios comparativos demuestran que la ceramsita alcanza tasas de oxidación de Fe^{2+} hasta un 35% superiores a los demás sustratos, debido a su mayor porosidad y rugosidad superficial (Jin et al., 2020). El uso de carbón activado granular como soporte presenta la ventaja adicional de actuar como buffer de pH y adsorbente de metales pesados inhibidores de la actividad de *A. ferrooxidans* (Muñoz et al., 2003).

6.3. Biorreactor de Bacterias Sulfatoreductoras: Diseño y operación

El birreactor de bacterias sulfatoreductoras constituye el núcleo del sistema integrado de biofiltros. Opera en condiciones estrictamente anaerobias, con potencial redox (Eh) inferior a -150 mV para garantizar la actividad metabólica óptima de las SRB. La configuración del reactor más frecuentemente evaluada en la literatura científica para el tratamiento de DAM a escala de laboratorio y piloto es el reactor de flujo ascendente (upflow), tanto en su variante de manta de lodo (UASB) como en la de lecho empacado con material soporte orgánico (compost, materia orgánica leñosa, estiércol) que sirve simultáneamente como fuente de carbono y sustrato de inmovilización para las SRB (Kleinmann et al., 2021)(Sahinkaya et al., 2009).

La eficiencia del biorreactor SRB está condicionada por múltiples factores operacionales interrelacionados: el tiempo de retención hidráulica (TRH), la fuente de carbono disponible, la temperatura, el pH de entrada y la carga de sulfatos y metales pesados del efluente. Estudios de (Dvorak et al., 1992) demostraron que mezclas de compost, estiércol de bovino y caliza en reactores pasivos a escala piloto logran eficiencias de remoción de sulfatos superiores al 80% y precipitación de hierro y manganeso de 95 al 99%. (Lefticariu et al., 2015) reportan que el tipo de sustrato orgánico es el factor más determinante de la eficiencia a largo plazo, con estiércol de bovino fermentado mostrando mayor longevidad que el compost de champiñón gastado en ensayos de campo de dos años de duración. (Sato et al., 2017)(Zhang & Wang, 2014) demostraron que la adición de carbón activado granular como cosustrato de biorreactores pasivos de SRB incrementa significativamente la actividad sulfatoreductora, actuando simultáneamente como fuente de carbono de liberación lenta, adsorbente de metales inhibidoras y sustrato de colonización para los consorcios bacterianos, logrando eficiencias de remoción de sulfatos del 85% y precipitación de hierro del 97% en DAM de minas de carbón a escala de laboratorio.

La recuperación selectiva de metales pesados como sulfuros metálicos en el biorreactor SRB representa una oportunidad de valorización económica de gran interés para la economía circular del sector minero. (Sahinkaya et al., 2009) demuestran la viabilidad de recuperar sulfuro de cobre (CuS) y sulfuro de zinc (ZnS) por separado, ajustando el pH del biorreactor y controlando la razón DQO/SO_4^{2-} del afluente. (Goren et al., 2025) analizan mediante extracción secuencial la distribución de metales en el lodo del biorreactor, identificando las fracciones intercambiables, carbonáticas, oxidables y residuales como determinantes de la disponibilidad de metales para su recuperación.

La combinación del biorreactor SRB con sistemas de tratamiento electroquímico representa una frontera tecnológica emergente. (Peiravi et al., 2017) demuestran que la integración de un sistema bioelectroquímico aerobio con microorganismos electrogénicos en DAM de minas de carbón abandonadas logra remociones del 94% de hierro, 91% de sulfatos y neutralización del pH hasta 7,2 en operación continua, con la generación simultánea de energía eléctrica que podría compensar parcialmente los costos operativos del sistema.

6.4. Humedales Artificiales de Pulido Final

Los humedales artificiales (Constructed Wetlands, CW) representan la etapa de pulido final del tren de tratamiento, cuya función es reducir las concentraciones residuales de metales y sulfatos que el biorreactor SRB no logra remover completamente, y estabilizar los parámetros fisicoquímicos del efluente. Estudios recientes realizados en un sistema de humedal de flujo superficial de cuatro unidades interconectada, vegetadas con *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* y *Arundo donax*, en la zona minera de Ma'anshan (China), reportaron incrementos de pH de 5,18 a 7,41, remociones completas (100%) de hierro total, 92% de zinc y 61,8% de manganeso (Guo et al., 2025). La actividad de *A. ferrooxidans* en los

sedimentos del humedal, mediando la producción de óxidos de Fe y Mn, representa uno de los mecanismos clave de retención de metales en estos sistemas.

La tecnología de humedales artificiales presenta ventajas operativas notables sobre los sistemas activos convencionales: bajo consumo energético, mínimo mantenimiento, posibilidad de integración paisajística en el entorno minero y potencial de revegetación progresiva de áreas degradadas. Su principal limitación es el área superficial requerida, que puede ser significativa para caudales de tratamiento elevados, aunque los avances en configuraciones de alta carga y flujo subsuperficial han reducido considerablemente los requerimientos del área por unidad de caudal tratado (Behum et al., 2011).

6.5. Tecnologías Complementarias y Enfoques Integrados

Además de los sistemas biológicos descritos, la literatura especializada documenta un conjunto de tecnologías complementarias que pueden integrarse en el tren de tratamiento del DAM para mejorar la eficiencia global y reducir los costos operativos. La adsorción con zeolitas naturales ha mostrado alta eficiencia en la remoción de metales pesados de DAM, con capacidades de adsorción de zinc y cobre comparables a las de resinas de intercambio iónico a fracciones del costo (Motsi et al., 2009). La aplicación de tecnologías de membranas (nanofiltración, ósmosis inversa y electrodiálisis) al DAM procedente de minería de cobre ha demostrado eficiencias de remoción de sulfatos superiores al 95%, aunque con costos energéticos que limitan su aplicación a efluentes de alto valor (Ambiado et al., 2017).

La combinación de procesos fisicoquímicos y biológicos en sistemas integrados (denominados tratamientos híbridos) es la tendencia dominante en la literatura más reciente, reflejando el consenso científico de que ninguna tecnología individual es suficiente para alcanzar los estándares de vertimiento a partir de

DAM con la complejidad química característica de las minas de carbón (Luptakova et al., 2012)(Goren et al., 2025). La oxidación húmeda por aire como pretratamiento de compuestos orgánicos refractados y el proceso de denitrificación autotrófica con azufre, estudiado por (Sahinkaya et al., 2011) en sistemas de tratamiento de agua potable y efluentes industriales, representan tecnologías con potencial de adaptación al contexto del DAM carbonífero para la remoción de nitrato residual en las etapas de pulido final.

7. Sistemas Pasivos de Tratamiento del DAM: Fundamentos Históricos y Aplicaciones Contemporáneas

7.1. Conceptualización y Clasificación de los Sistemas Pasivos

Los sistemas pasivos de tratamiento del drenaje ácido de minas se definen como aquellos que aprovechan la energía solar, la gravedad y los procesos biológicos y geoquímicos naturales para mejorar la calidad del agua, sin requerir adición continua de reactivos químicos ni aporte significativo de energía eléctrica para su operación. Su desarrollo sistemático como alternativa a los tratamientos activos convencionales tomó impulso a partir de los trabajos pioneros publicados a principios de la década de 1990, que documentaron por primera vez la eficiencia de sistemas construidos como drenes calcáreos anóxicos, lechos de caliza de flujo abierto, reactores bioquímicos pasivos y humedales artificiales en la neutralización del DAM de minas de carbón en los Apalaches orientales de los Estados Unidos (Hedin, Narin, et al., 1994).

(Hedin, Narin, et al., 1994) clasificaron los sistemas pasivos de tratamiento del DAM en función de pH del efluente y de las especies de hierro predominantes, estableciendo árboles de decisión para la selección de la tecnología más adecuada que siguen siendo referencia en la práctica de la ingeniería ambiental minera. Su trabajo demostró que los sistemas de drenaje calcáreo anóxico (ALD) son efectivos para DAM con pH entre 3,5 y 6,5, y bajo contenido de Fe^{3+} y oxígeno

disuelto, mientras que los humedales aerobios vegetados son más apropiados para DAM con pH superior a 5,0 y predominio de Fe^{2+} , y los humedales anaerobios con sustrato orgánico (precursores directos de los biorreactores SRB modernos) son la opción de elección para DAM con pH inferior a 5, 0 y alta concentración de hierro y metales pesados.

La revisión de (Hedin, Nairn, et al., 1994) sobre el desempeño a largo plazo de sistemas pasivos de tratamiento del DAM en los Estados Unidos, basada en el seguimiento de más de 200 instalaciones durante períodos de hasta 15 años, aportó datos fundamentales sobre la longevidad, las tasas de agotamiento de los sustratos orgánicos, y los factores operacionales que determinan el éxito o fracaso de estos sistemas a escala de campo. Sus conclusiones subrayan que la correcta estimación de la capacidad de alcalinización requerida, la selección del sustrato orgánico más adecuado para las SRB y el diseño hidráulico que garantice tiempos de retención suficientes son los determinantes más críticos del desempeño a largo plazo.

7.2. Reactores Bioquímicos Pasivos con Sustratos Orgánicos: Evolución del Diseño

Los reactores bioquímicos pasivos (BPR, del inglés Biochemical Passive Reactors) constituyen la categoría de sistemas pasivos de mayor interés en el contexto del presente proyecto, dada su relación directa con la tecnología de biorreactor SRB propuesta. En su concepción más simple, consisten en celdas excavadas o construidas sobre el terreno, rellenas con una mezcla de sustrato orgánico (típicamente compost, estiércol, paja, astillas de madera o sus combinaciones) y material calcáreo, a través de las cuales fluye el DAM en condiciones anaerobias durante un tiempo de retención suficiente para que las SRB colonicen el sustrato y desarrollen su actividad sulfatoreductora.

El trabajo de (Zhang & Wang, 2014) representa un avance conceptual importante en el diseño de estos sistemas, al demostrar que la adición de carbón activado granular al sustrato orgánico convencional mejora sustancialmente la cinética de la reducción de sulfatos, actúa como adsorbente de metales pesados que podrían inhibir la actividad bacteriana, y aumenta la estabilidad operacional del reactor frente a variaciones en la composición del afluente. Los reactores con carbón activado evaluados en su estudio alcanzaron remociones de sulfatos del 85% y tasas de precipitación de hierro del 97% en ensayos con DAM real de minas de carbón, superando significativamente el desempeño de los controles sin carbón activado.

(C.-M. Neculita et al., 2007), en su revisión sistemática de la literatura sobre biorreactores pasivos SRB para el tratamiento del DAM, analizaron más de 80 publicaciones científicas y reportes técnicos, concluyendo que los sustratos que combinan fuentes de carbono de liberación rápida (etanol, lactato, ácidos grasos volátiles) con fuentes de liberación lenta (celulosa, lignina, compost maduro) ofrecen el mejor balance entre tasa inicial de actividad SRB y longevidad operacional del reactor. Identificaron, además, que la temperatura es el factor ambiental más limitante para la operación de los biorreactores pasivos en regiones en regiones con inviernos severos, proponiendo estrategias de aislamiento y enterramiento de los reactores para mantener temperaturas operacionales superiores a 10°C, umbral mínimo de actividad para la mayoría de las SRB mesófilas.

La integración de los principios establecidos por (Hedin, Narin, et al., 1994)(Zhang & Wang, 2014)(C.-M. Neculita et al., 2007) en el diseño del biorreactor SRB del sistema integrado propuesto en esta investigación permite anticipar con fundamento empírico los parámetros operacionales óptimos y los principales riesgos operacionales que deberán monitorearse durante el período experimental de 180 días. La validación a escala de laboratorio de estos

parámetros, en el contexto específico del DAM carbonífero colombiano, es la contribución central que esta investigación aspira a hacer al estado del arte en biotecnología aplicada al tratamiento de aguas residuales mineras.

7.3. Relevancia de los Sistemas Pasivos en el Contexto Colombiano

En el contexto de la minería de carbón colombiana, caracterizada por la predominancia de operaciones artesanales y de pequeña escala con capacidad técnica y financiera limitada para el tratamiento activo de sus efluentes, los sistemas pasivos de tratamiento representan la alternativa más realista para avanzar hacia el cumplimiento de los estándares de vertimiento de la Resolución 0631 de 2015 en el corto y mediano plazo. La adaptación de los diseños documentados en la literatura internacional a las condiciones climáticas, geológicas y socioeconómicas de las cuencas carboníferas de Boyacá, Cundinamarca y Norte de Santander es, precisamente, el desafío de investigación que motiva el presente proyecto.

A diferencia de los climas templados donde se han realizado la mayoría de los estudios de referencia sobre sistemas pasivos de tratamiento del DAM (Hedin, Narin, et al., 1994)(León et al., 2022), las cuencas carboníferas colombianas se ubican en clima tropical de alta montaña, con temperatura relativamente estables entre 10°C y 18°C a lo largo del año. Esta condición, aparentemente favorable para la actividad de las SRB mesófilas, se ve contrarrestada por la alta pluviosidad de la región andina, que puede generar variaciones significativas en el caudal y la composición del DAM que deben ser gestionadas adecuadamente en el diseño hidráulico de los sistemas de tratamiento (Suarez et al., 2023).

8. Metodología Experimental: Diseño, Construcción y Evaluación del Sistema de Biofiltros

8.1. Enfoque y Tipo de Investigación

La presente investigación adopta un enfoque cuantitativo experimental, con diseño longitudinal de medidas repetidas, orientado a evaluar el desempeño del sistema de biofiltros integrado a lo largo del tiempo y bajo condiciones operacionales variables. El alcance es de tipo explicativo-correlacional: se busca no sólo cuantificar las eficiencias de remoción, sino también establecer relaciones causales entre las variables operacionales del sistema (pH, temperatura, tiempo de retención hidráulica, fuente de carbono para SRB), la dinámica de las comunidades microbianas y los resultados de tratamiento obtenidos.

La recolección de muestras de agua residual de mina de carbón seguirá los protocolos de muestreo establecidos en el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Item Detail - Standard Methods for the Examination of Water Wastewater 24, n.d.)*, con un mínimo de 200 litros por campaña, preservadas a 4°C en contenedores de HDPE acidificados con HNO₃ al 1%, y procesadas en un plazo máximo de 48 horas desde la recolección.

8.2. Cultivo y Aclimatación de los Consorcios Bacterianos

El aislamiento de *A. ferrooxidans* y *A. thiooxidans* se realizará a partir de muestras de sedimento y agua del punto de muestreo del DAM, mediante enriquecimiento sucesivo en medio 9K (Silverman & Lundgren, 1959), compuesto por (NH₄)₂SO₄, K₂HPO₄, MgSO₄, Ca(NO₃)₂ y FeSO₄ · 7H₂O como única fuente de energía, a pH 2,0 y 30°C en agitación orbital a 150 rpm. La identidad de los aislamientos se confirmará mediante secuenciación del gen ARNr 16S amplificado con los cebadores universales 27F y 1492R. *Sulfolobus* spp. se cultivará en medio de (Inskeep et al., 2015) a 70°C y pH 2,5 en reactores de borosilicato termostabilizados.

Las SRB se enriquecerán a partir de sedimentos de zonas anóxicas adyacentes a la mina en medio Postgate B (Postgate, 1979) modificado, utilizando lactato de sodio o etanol como fuente de carbono, a pH inicial de 7,0 ajustado progresivamente hasta 5,0 en subcultivos sucesivos para obtener cepas tolerantes al medio ácido del DAM tratado. La actividad sulfatoreductora se verificará mediante la prueba del acetato de plomo y por cromatografía iónica de los sulfatos residuales.

8.3. Diseño y Construcción del Sistema Integrado de Biofiltros

El sistema integrado comprende cuatro módulos en serie. El módulo 1 (pretratamiento) consiste en un tanque cónico de polipropileno de 10 litros con dosificador peristáltico de lechada de caliza controlado por pH-metro en línea y TRH de 2 horas. El módulo 2 (MBBR aerobio) es un biorreactor cilíndrico de vidrio borosilicato de 5 litros, cargado al 40% con portadores plásticos tipo Kaldnes K5 (área superficial: $800 \text{ m}^2/\text{m}^3$), aireado con difusor de burbuja fina, operado a pH 2,0-2,5 y TRH de 6 horas, inoculado con *A. ferrooxidans* a $\geq 10^7 \text{ UFC/mL}$. El módulo 3 (biorreactor SRB anaerobio) es un reactor de flujo ascendente de lecho empacado de 10 litros en acrílico transparente, relleno con compost de champiñón gastado (80%), grava de caliza (10%) y carbón activado granular (10%), con TRH inicial de 24 horas reducido progresivamente hasta 12 horas (Dvorak et al., 1992)(Lefticariu et al., 2015)(Zhang & Wang, 2014). El módulo 4 (humedal artificial) es un cajón rectangular de 60x30x25 cm con grava de cuarzo y macrófitas de *Phragmites australis* y *Typha latifolia*, con TRH de 48 horas. El diseño del tren de tratamiento integra los principios operacionales establecidos por (Hedin, Nairn, et al., 1994) y (C.-M. Neculita et al., 2007) para sistemas pasivos de largo plazo.

8.4. Plan de Monitoreo y Análisis Estadístico

El monitoreo del sistema diferencia tres niveles de seguimiento: control en línea continuo con pH, Eh, oxígeno disuelto y temperatura en todos los módulos; seguimiento rutinario diario de $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$, SO_4^{2-} , turbidez y conductividad, y caracterización fisicoquímica completa semanal del influente y efluente final. Los análisis de metales pesados por ICP-OES se realizarán quincenalmente, los análisis moleculares de diversidad microbiana 16S rRNA mensualmente y las pruebas de ecotoxicidad al inicio, mes 3 y mes 6 del periodo experimental (*Item Detail - Standard Methods for the Examination of Water Wastewater 24*, n.d.)(Epa et al., n.d.).

Los datos obtenidos serán analizados mediante el software estadístico R versión 4.3 y el paquete ggplot2. Se aplicarán pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk), análisis de varianza de una y dos vías (ANOVA), pruebas de comparación múltiple (Tukey HSD) y análisis de correlación de Pearson o Spearman según la distribución de los datos, con nivel de significancia $\alpha = 0,05$.

9. Resultados Esperados, Impacto Proyectado y Perspectivas de Escalamiento

9.1.Eficiencias de Remoción Proyectadas

Basándose en la revisión exhaustiva de la literatura científica especializada, se proyectan eficiencias de remoción superiores al 90% para sulfatos, al 99% para hierro total, al 95% para zinc y aluminio, al 98% para cobre y cadmio, al 99% para plomo y al 85% para manganeso en el sistema integrado en condiciones operacionales optimizadas. El pH del efluente final se espera en el rango de 6,5 a 8,0, compatibles con los estándares de vertimiento de la Resolución 0631 de 2015 (Sahinkaya et al., 2009)(Li et al., 2026)(Jin et al., 2020)(Wood et al., 2001).

Estos objetivos de eficiencia están respaldados por una amplia base experimental en literatura. (Behum et al., 2011) reportan remociones de sulfatos del 82% y precipitación de hierro del 99% en un biorreactor pasivo a escala de campo en la

cuenca carbonífera de Illinois (EE.UU) durante más de dos años de operación continua. (Jurado et al., 2025) documentan en Colombia remociones de sulfatos del 90-95% y de metales del 95-100% en reactores bioquímicos pasivos escalados de laboratorio a piloto. Los datos compilados de (Hedin, Narin, et al., 1994) para sistemas pasivos en los Apalaches, junto con los resultados de laboratorio de (Zhang & Wang, 2014) y las revisiones de (C.-M. Neculita et al., 2007), ofrecen un marco empírico sólido para la proyección de eficiencias del sistema propuesto.

9.2. Impacto Ambiental, Científico y Socioeconómico

La implementación exitosa del sistema propuesto en las cuencas carboníferas de Colombia tendría un impacto ambiental positivo del primer orden, eliminando la descarga de DAM sin tratar en cuerpos de agua superficiales. La recuperación de la calidad fisicoquímica del agua permitiría la recolonización gradual de los ríos afectados por macroinvertebrados bentónicos, algas y peces, indicadores del Índice Biótico de Familias (IBF) y del estado ecológico del recurso hídrico. La recuperación de sulfuros metálicos precipitados en el biorreactor SRB (fundamentalmente ZnS, CuS y FeS₂) representa una oportunidad de valorización de subproductos en la industria metalúrgica, contribuyendo a la implementación de principios de economía circular en el sector minero colombiano (Goren et al., 2025).

Desde la perspectiva científica, el proyecto generará conocimiento original sobre la dinámica de consorcios microbianos acidófilos y sulfatoreductores en el contexto del DAM carbonífero colombiano, aportando datos de referencia para el diseño de sistemas de tratamiento biológico en cuencas mineras con características geológicas y climáticas comparables. En términos socioeconómicos, el desarrollo de tecnologías de tratamiento de bajo costo y alta eficiencia contribuye directamente al cumplimiento de los compromisos ambientales del sector minero colombiano en el marco del Acuerdo de París y los

Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS 6, 14 y 15), en línea con las metas establecidas en el Documento CONPES 3918 (Manuel Santos Calderón et al., n.d.).

9.3.Perspectivas de Escalamiento Tecnológico

La metodología desarrollada en este proyecto está diseñada explícitamente para facilitar el escalamiento del sistema de laboratorio (5-50 Litros por módulo) a una planta piloto (500-2.000 Litros) y, en una etapa subsecuente, a escala industrial (> 10.000 L/día). El modelo cinético a desarrollar, junto con los datos operacionales obtenidos durante los 180 días de experimentación, proveerá las bases de diseño necesarias para el escalamiento. La experiencia de (Jurado et al., 2025) en el escalamiento de reactores de 7 Litros a 220 Litros en el cuenca carbonífera de Zipaquirá demuestra la viabilidad técnica de este proceso, identificando como factores críticos el mantenimiento de la anaerobiedad, la provisión continua de sustrato orgánico y el control del pH durante la fase de arranque.

El equipo investigador establecerá alianzas con empresas carboníferas de la región para facilitar la validación de la tecnología en condiciones de campo real, en el marco de convenios de cooperación tecnológica con el sector productivo. La transferencia tecnológica se acompañará del desarrollo de manuales de operación y mantenimiento adaptados a las capacidades técnicas de los operadores mineros de pequeña y mediana escala, condición indispensable para la adopción real de estas tecnologías en el contexto colombiano, en línea con las recomendaciones prácticas de (Hedin, Nairn, et al., 1994) para la implementación exitosa de sistemas pasivos de tratamiento del DAM en contextos de baja capacidad institucional.

10. Epílogo

Esta recopilación literaria ha recorrido un camino que va desde la geoquímica fundamental del drenaje ácido de minas hasta los avances más recientes de biotecnología aplicada al tratamiento de aguas residuales de la industria carbonífera. A lo largo de su contenido, sostenida y fundamentada en sesenta referencias especializadas, se ha construido el argumento de que los sistemas biológicos integrados (MBBR aerobio con *Acidithiobacillus ferrooxidans*, biorreactor anaerobio con bacterias sulfatoreductoras y humedales artificiales de pulido final) representan la alternativa más prometedora, sostenible y replicables para el tratamiento del DAM carbonífero en el contexto colombiano y latinoamericano.

Los puntos fundamentales que emergen de esta revisión bibliográfica son los siguiente: la biología de DAM y la biología de su tratamiento son dos caras de la misma moneda; los mismos microorganismos que aceleran la formación del drenaje ácido pueden ser aprovechados para tratar el efluente en sistemas de lecho móvil con eficiencias superiores al 95%. Segundo, las bacterias sulfatoreductoras son el grupo microbiano más versátil y eficaz disponible para la neutralización del DAM y la precipitación simultánea de metales pesados como sulfuros metálicos recuperables, con eficiencias documentadas de hasta el 100% bajo condiciones optimizadas. Tercero, los sistemas pasivos de tratamiento, cuyas bases conceptuales fueron sentadas por (Hedin, Nairn, et al., 1994) y desarrolladas por (C.-M. Neculita et al., 2007)(Vymazal, 2019), ofrecen la plataforma tecnológica más apropiada para la minería carbonífera artesanal y de pequeña escala que predomina en Colombia.

Cuarto, el escalamiento de estas tecnologías desde el laboratorio al campo es técnicamente viable, como lo demuestran experiencias en Colombia, Estados Unidos, Europa y China documentadas en la literatura reciente (Behum et al., 2011)(Jurado et al., 2025)(Guo et al., 2025), siempre que se mantengan el control de los parámetros

operacionales críticos y la diversidad funcional de los consorcios microbianos. Quinto, la valorización de los subproductos del tratamiento transforma al sistema en un componente de una cadena de economía circular, mejorando su viabilidad económica. Sexto, la comprensión de la geoquímica de la pirita, magistralmente descrita por (Evangelou, 2018), y el conocimiento acumulado sobre el comportamiento de los sistemas de tratamiento pasivo a largo plazo (Hedin, Narin, et al., 1994)(León et al., 2022) son fundamentos teóricos imprescindibles para el diseño de cualquier sistema de biofiltración del DAM con vocación de durabilidad y escalabilidad.

El camino hacia la remediación efectiva del DAM carbonífero en Colombia es largo y complejo, pero los fundamentos científicos y tecnológicos para recorrerlo están disponibles. Esta obra aspira a ser una contribución útil a ese esfuerzo colectivo, poniendo al alcance de investigadores, ingenieros y gestores ambientales el conocimiento necesario para tomar decisiones informadas y diseñar soluciones eficaces. La recuperación de los ríos y quebradas afectados por la minería de carbón en Boyacá, Cundinamarca y Norte de Santander no es sólo un objetivo ambiental: es una deuda de la sociedad colombiana con sus comunidades y sus ecosistemas.

11. Apéndices y Anexos

11.1. Anexo A. Parámetros Fisicoquímicos Característicos de DAM de Minas de Carbón

La siguiente tabla sintetiza los rangos típicos de los principales parámetros fisicoquímicos en DAM de minas de carbón a nivel mundial, los valores límite de la normativa colombiana vigente y los métodos analíticos estandarizados para su determinación.

Parámetro	Rango Típico	Límite Col. (Res. 0631/2015)	Método Analítico
pH	1,5 – 4,0	6,0 – 9,0	Potenciometría SM 4500-H ⁺
Sulfatos (mg/L)	500 – 10.000	250	Turbidimetría / IC SM 4500-SO ₄ ²⁻
Hierro total (mg/L)	50 – 2.000	2,0	ICP-OES / AAS
Aluminio (mg/L)	10 – 500	5,0	ICP-OES
Manganeso (mg/L)	5 – 200	1,0	ICP-OES / AAS
Zinc (mg/L)	0,5 – 50	3,0	ICP-OES / AAS
Cobre (mg/L)	0,1 – 10	1,0	ICP-OES / AAS
Conductividad (μS/cm)	500 – 10.000	—	SM 2510 B

Nota: Adaptado de Akcii & Koldas (2006), Rodríguez & Prieto (2023), MADS (2015)

11.2. Anexo B. Eficiencias de Remoción Proyectadas para Sistema Integrado

Parámetro	Concentración Afluente Típica	Concentración Efluente Esperada	Eficiencia (%)
pH	1,5 – 3,0	6,5 – 8,0	— (aumento)
Sulfatos (mg/L)	2.000 – 8.000	< 250	> 90%
Hierro total (mg/L)	200 – 1.000	< 2	> 99%
Zinc (mg/L)	5 – 50	< 0,5	> 95%
Cobre (mg/L)	1 – 20	< 0,2	> 98%
Aluminio (mg/L)	10 – 300	< 5	> 95%
Manganeso (mg/L)	5 – 100	< 1	> 85%
Plomo (mg/L)	0,5 – 10	< 0,05	> 99%
Cadmio (mg/L)	0,1 – 2	< 0,01	> 98%

Nota: Basado en Sahinkaya et al. (2015), Muñoz-Cupa et al. (2025), Jin et al. (2022) y Wood et al. (2001).

11.3. Anexo C. Gráficas referenciales de los sistemas de módulos basados en los diferentes artículos, sus dimensiones y el circuito de organización.

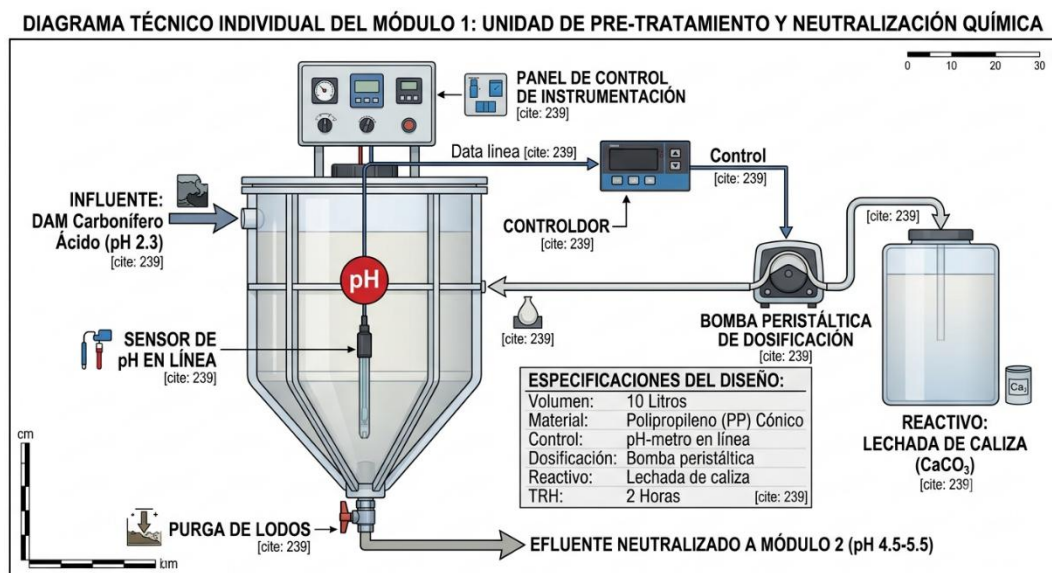


Figura 1. Módulo 1 – Unidad de Pre-Tratamiento y Neutralización Química

Fuente: Autor(a)(2026)

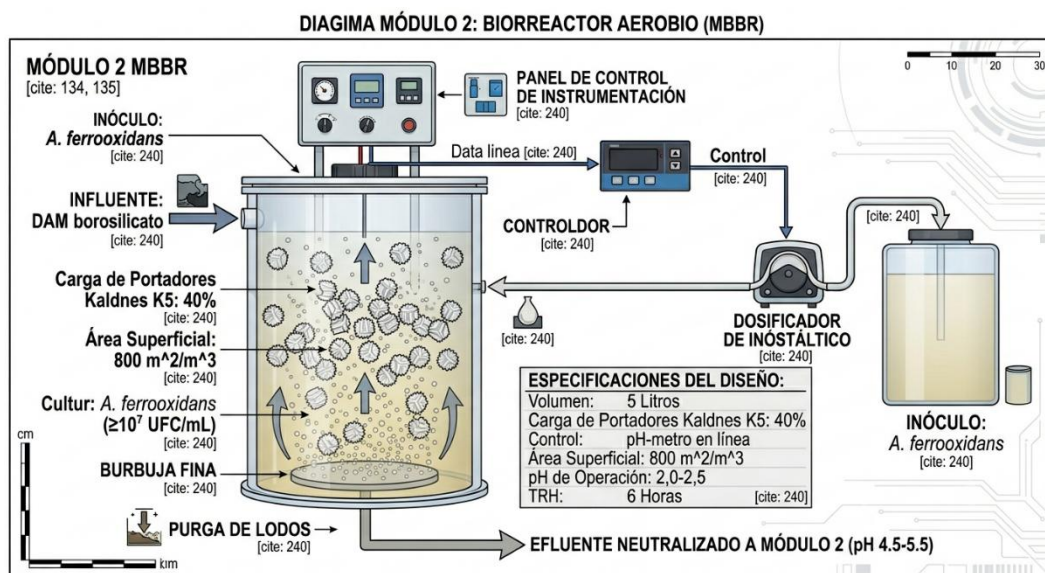


Figura 2. Módulo 2 – Biorreactor Aerobio (MBBR)

Fuente: Autor(a)(2026)

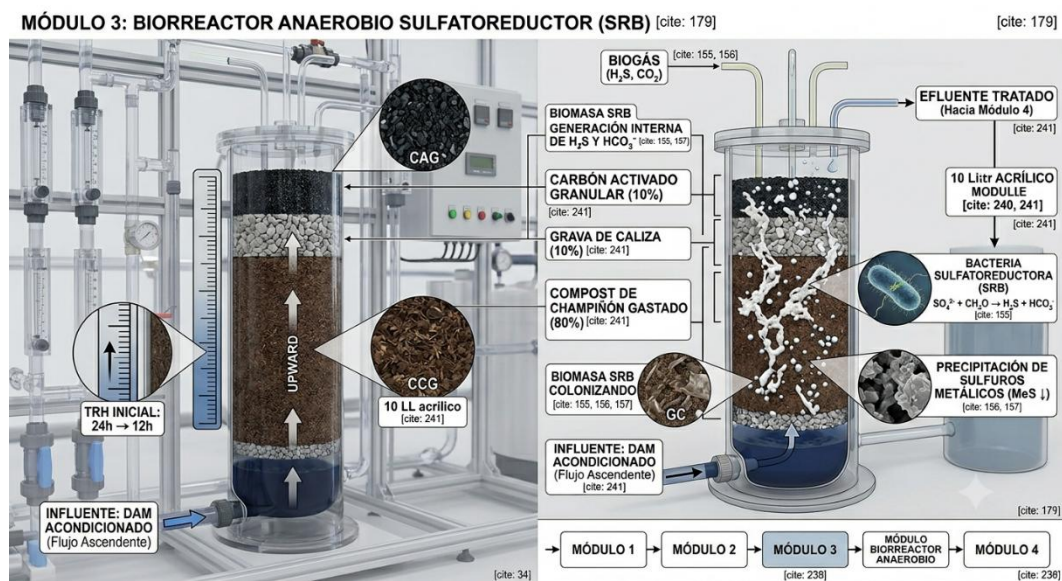


Figura 3. Módulo 3 – Biorreactor Anaerobio Sulfatoreductor (SRB)

Fuente: Autor(a)(2026)

MÓDULO 4: HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO SUBSUPERFICIAL (Macrófitas) [cite: 241]

MÓDULO 4 ESPECIFICACIONES DE DISEÑO [cite: 241]

- Material Inerte: Estanco [cite: 241]
- Dimensiones Cinéticas Precisas [cite: 241]

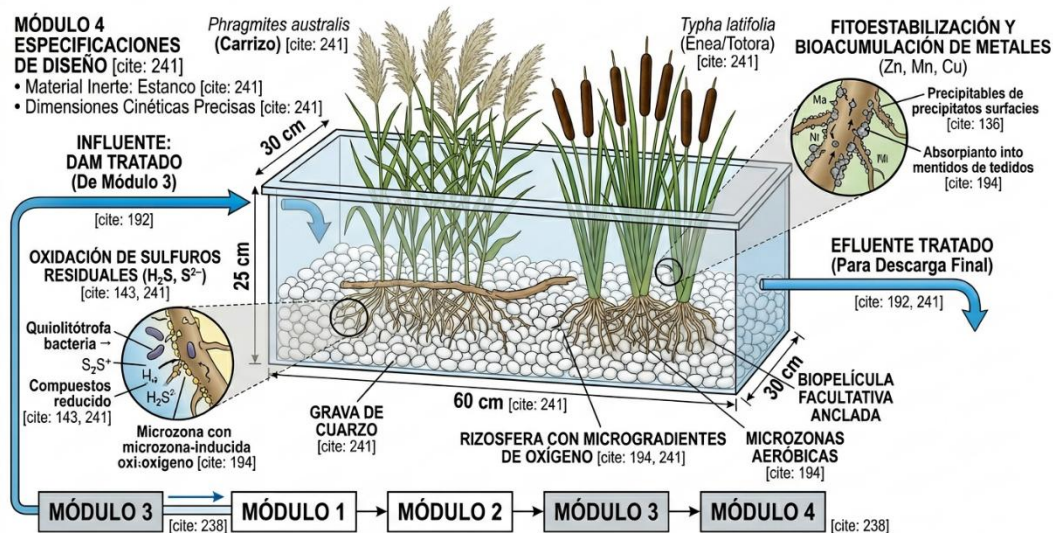


Figura 4. Módulo 4 – Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial con Macrófitas

Fuente: Autor(a)(2026)

12. Bibliografía

- Akcil, A., & Koldas, S. (2006). Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*, 14(12–13), 1139–1145.
<https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2004.09.006>
- Ambiado, K., Bustos, C., Schwarz, A., & Bórquez, R. (2017). Membrane technology applied to acid mine drainage from copper mining. *Water Science and Technology*, 75(3), 705–715. <https://doi.org/10.2166/WST.2016.556>
- Behum, P. T., Lefticariu, L., Bender, K. S., Segid, Y. T., Burns, A. S., & Pugh, C. W. (2011). Remediation of coal-mine drainage by a sulfate-reducing bioreactor: A case study from the Illinois coal basin, USA. *Applied Geochemistry*, 26(SUPPL.).
<https://doi.org/10.1016/J.APGEOCHEM.2011.03.093>
- Brock, T. D., Brock, K. M., Belly, R. T., & Weiss, R. L. (1972). Sulfolobus: A new genus of sulfur-oxidizing bacteria living at low pH and high temperature. *Archiv Für Mikrobiologie* 1972 84:1, 84(1), 54–68. <https://doi.org/10.1007/BF00408082>
- Clark, D. A., & Norris, P. R. (1996). Acidimicrobium ferrooxidans gen. nov., sp. nov.: Mixed-culture ferrous iron oxidation with Sulfolobus species. *Microbiology*, 142(4), 785–790. <https://doi.org/10.1099/00221287-142-4-785/CITE/REFWORKS>
- Dvorak, D. H., Hedin, R. S., Edenborn, H. M., & McIntire, P. E. (1992). Treatment of metal-contaminated water using bacterial sulfate reduction: Results from pilot-scale reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 40(5), 609–616.
<https://doi.org/10.1002/BIT.260400508>;JOURNAL:JOURNAL:1547173X;REQUEST EDJOURNAL:JOURNAL:10970290;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTER
- Epa, U., of Superfund Remediation, O., & Innovation, T. (n.d.). *REFERENCE GUIDE to Treatment Technologies for Mining-Influenced Water*.
- Evangelou, V. P. . (2018). *Pyrite oxidation and its control : solution chemistry, surface chemistry, acid mine draingae (AMD), molecular oxidation mechanisms, microbial role, kinetics, control, ameliorates and limitations, microencapsulation*. CRC Press.

- Goren, A. Y., Dincer, I., & Khalvati, A. (2025). A comparative evaluation of dark fermentative bioreactor configurations for enhanced hydrogen production. *Environmental Science and Pollution Research* 2025 32:5, 32(5), 2182–2209. <https://doi.org/10.1007/S11356-024-35873-4>
- Grogan, D. W. (1989). Phenotypic characterization of the archaeobacterial genus *Sulfolobus*: Comparison of five wild-type strains. *Journal of Bacteriology*, 171(12), 6710–6719. <https://doi.org/10.1128/JB.171.12.6710-6719.1989>;ISSUE:ISSUE:DOI
- Guo, J., Cheng, L., Yang, M., & Wang, Z. (2025). Physicochemical characteristics and microbial community analysis of a wetland system treating acid mine drainage. *Scientific Reports* 2025 16:1, 16(1), 3360-. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-33303-0>
- Hallberg, K. B., & Johnson, D. B. (2001). Biodiversity of acidophilic prokaryotes. *Advances in Applied Microbiology*, 49, 37–84. [https://doi.org/10.1016/S0065-2164\(01\)49009-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2164(01)49009-5)
- Hedin, R. S., Nairn, R. W., & Kleinmann, R. L. P. (1994). Passive treatment of coal mine drainage. *Information Circular* 9389, 1–44.
- Hedin, R. S., Nairn, R. W., & Kleinmann, R. L. (1994). *Passive Treatment of Coal Mine Drainage*.
- Hedrich, S., Schlömann, M., & Barrie Johnson, D. (2011). The iron-oxidizing proteobacteria. *Microbiology*, 157(6), 1551–1564. <https://doi.org/10.1099/MIC.0.045344-0/CITE/REFWORKS>
- Inskip, W. P., Jay, Z. J., Macur, R. E., Clingenpeel, S., Tenney, A., Lovalvo, D., Beam, J. P., Kozubal, M. A., Shanks, W. C., Morgan, L. A., Kan, J., Gorby, Y., Yooseph, S., & Nealson, K. (2015). Geomicrobiology of sublacustrine thermal vents in Yellowstone Lake: geochemical controls on microbial community structure and function. *Frontiers in Microbiology*, 6(OCT), 1044. <https://doi.org/10.3389/FMICB.2015.01044>
- Item Detail - Standard Methods for the Examination of Water Wastewater* 24. (n.d.).

Retrieved May 17, 2026, from

<https://secure.apha.org/imis/ItemDetail?iProductCode=978-087553-2998&CATEGORY=BK>

Jin, D., Wang, X., Liu, L., Liang, J., & Zhou, L. (2020). A novel approach for treating acid mine drainage through forming schwertmannite driven by a mixed culture of *Acidiphilium multivorum* and *Acidithiobacillus ferrooxidans* prior to lime neutralization. *Journal of Hazardous Materials*, 400, 123108.

<https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.123108>

Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2005). Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of The Total Environment*, 338(1–2), 3–14.

<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2004.09.002>

Jurado, J., Garcia-Vega, A., Vasquez, Y., Villegas-Plazas, M., & Roldan, F. (2025). Field-Scale AMD Remediation: Microbial Community Dynamics and Functional Insights in Biochemical Passive Reactors. *Microbial Ecology* 2025 89:1, 89(1), 8-.

<https://doi.org/10.1007/S00248-025-02628-8>

Kefeni, K. K., Msagati, T. A. M., & Mamba, B. B. (2017). Acid mine drainage: Prevention, treatment options, and resource recovery: A review. *Journal of Cleaner Production*, 151, 475–493. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.03.082>

Kelly, D. P., & Wood, A. P. (2000). Reclassification of some species of *Thiobacillus* to the newly designated genera *Acidithiobacillus* gen. nov., *Halothiobacillus* gen. nov. and *Thermithiobacillus* gen. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 50(2), 511–516. <https://doi.org/10.1099/00207713-50-2-511/CITE/REFWORKS>

Kleinmann, B., Skousen, J., Wildeman, T., Hedin, B., Nairn, B., & Gusek, J. (2021). The Early Development of Passive Treatment Systems for Mining-Influenced Water: A North American Perspective. *Mine Water and the Environment* 2021 40:4, 40(4), 818–830. <https://doi.org/10.1007/S10230-021-00817-8>

- Koschorreck, M. (2008). Microbial sulphate reduction at a low pH. *FEMS Microbiology Ecology*, 64(3), 329–342. <https://doi.org/10.1111/J.1574-6941.2008.00482.X>
- Lefticariu, L., Walters, E. R., Pugh, C. W., & Bender, K. S. (2015). Sulfate reducing bioreactor dependence on organic substrates for remediation of coal-generated acid mine drainage: Field experiments. *Applied Geochemistry*, 63, 70–82. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOCHEM.2015.08.002>
- León, V., Aguirre, K., Gonzales, A., Herrera, N., León, A., Osorio, D., Quijano, A., & Palacios, E. (2022). Acid Mine Drainage Remediation with Small Scale Constructed Wetlands in Ancash Highlands-Perú. *Proceedings of the World Congress on New Technologies*, 113(1), 10–11. <https://doi.org/10.11159/icepr22.113>
- Li, Y., Han, Y., Li, Y., Tong, X., Song, P., & Gao, X. (2026). Covalent bridging of functionalized graphene oxide and polyaniline toward highly durable silicone resin-based anticorrosion protective coatings. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 157, 276–294. <https://doi.org/10.1016/J.JIEC.2025.10.006>
- Luptakova, A., Ubaldini, S., MacIngova, E., Fornari, P., & Giuliano, V. (2012). Application of physical–chemical and biological–chemical methods for heavy metals removal from acid mine drainage. *Process Biochemistry*, 47(11), 1633–1639. <https://doi.org/10.1016/J.PROCBIO.2012.02.025>
- Manuel Santos Calderón, J., Abel Rivera Flórez, G., Cárdenas Santamaría, M., Carlos Villegas Echeverri Ministro de Defensa Nacional Juan Guillermo Zuluaga Cardona, L., Gaviria Uribe, A., Janeth Restrepo Gallego Ministra de Trabajo Germán Arce Zapata, G., Lorena Gutiérrez Botero, M., Giha Tovar Ministra de Educación Nacional Luis Gilberto Murillo Urrutia, Y., Armando Sánchez Ortega, C., Luna Sánchez, D., Cardona Gutiérrez, G., Garcés Córdoba, M., Olaya Dávila, A., Fernando Mejía Alzate, L., & Corchuelo Marmolejo Subdirectora General Sectorial Santiago Matallana Méndez Subdirector General Territorial, A. (n.d.). *CONSEJO NACIONAL DE POLÍTICA ECONÓMICA Y SOCIAL CONPES* María Ángela Holguín Cuéllar Ministra de Relaciones Exteriores.

- McQuarrie, J. P., & Boltz, J. P. (2011). Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance. *Water Environment Research*, 83(6), 560–575.
<https://doi.org/10.2175/106143010X12851009156286;PAGEGROUP:STRING:PUBLICATION>
- Motsi, T., Rowson, N. A., & Simmons, M. J. H. (2009). Adsorption of heavy metals from acid mine drainage by natural zeolite. *International Journal of Mineral Processing*, 92(1–2), 42–48. <https://doi.org/10.1016/J.MINPRO.2009.02.005>
- Muñoz, A., Márquez, M. A., Montoya, O. I., Ruiz, O., & Lemehsko, V. (2003). Evaluación de oxidación bacteriana de sulfuros con *Acidithiobacillus ferrooxidans* mediante pruebas de FTIR y difracción de rayos X. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 5(1), 73–81. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/biotecnologia/article/view/594>
- Neculita, C.-M., Zagury, G. J., & Bussière, B. (2007). Passive Treatment of Acid Mine Drainage in Bioreactors using Sulfate-Reducing Bacteria. *Journal of Environmental Quality*, 36(1), 1–16. <https://doi.org/10.2134/JEQ2006.0066>
- Neculita, C. M., Zagury, G. J., & Bussière, B. (2008). Effectiveness of sulfate-reducing passive bioreactors for treating highly contaminated acid mine drainage: I. Effect of hydraulic retention time. *Applied Geochemistry*, 23(12), 3442–3451.
<https://doi.org/10.1016/J.APGEOCHEM.2008.08.004>
- Nordstrom, D. K., & Southam, G. (1997). Geomicrobiology of sulfide mineral oxidation. *Reviews in Mineralogy*, 35, 381–390.
- Norris, P. R., Burton, N. P., & Foulis, N. A. M. (2000). Acidophiles in bioreactor mineral processing. *Extremophiles*, 4(2), 71–76.
<https://doi.org/10.1007/S007920050139/METRICS>
- Odegaard, H., Rusten, B., & Westrum, T. (1994). A new moving bed biofilm reactor - applications and results. *Water Science and Technology*, 29(10–11), 157–165.
<https://doi.org/10.2166/WST.1994.0757>

- Peiravi, M., Mote, S. R., Mohanty, M. K., & Liu, J. (2017). Bioelectrochemical treatment of acid mine drainage (AMD) from an abandoned coal mine under aerobic condition. *Journal of Hazardous Materials*, 333, 329–338.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.03.045>
- Plan Nacional de Desarrollo Minero - UPME. (n.d.). Retrieved June 15, 2026, from <https://www.upme.gov.co/simec/planeacion-energetica/plan-nacional-de-desarrollo-minero/>
- Postgate, J. R. . (1979). *The sulphate-reducing bacteria*. 151.
- Rawlings, D. E. (2002). Heavy metal mining using microbes. *Annual Review of Microbiology*, 56(Volume 56, 2002), 65–91.
<https://doi.org/10.1146/ANNUREV.MICRO.56.012302.161052/CITE/REFWORKS>
- resolucion-631-de-2015. (n.d.).
- Sahinkaya, E., Dursun, N., Kilic, A., Demirel, S., Uyanik, S., & Cinar, O. (2011). Simultaneous heterotrophic and sulfur-oxidizing autotrophic denitrification process for drinking water treatment: Control of sulfate production. *Water Research*, 45(20), 6661–6667. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2011.09.056>
- Sahinkaya, E., Gungor, M., Bayrakdar, A., Yucesoy, Z., & Uyanik, S. (2009). Separate recovery of copper and zinc from acid mine drainage using biogenic sulfide. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1–3), 901–906.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.089>
- Sánchez-Andrea, I., Sanz, J. L., Bijmans, M. F. M., & Stams, A. J. M. (2014). Sulfate reduction at low pH to remediate acid mine drainage. *Journal of Hazardous Materials*, 269, 98–109. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2013.12.032>
- Sand, W., Gerke, T., Hallmann, R., & Schippers, A. (1995). Sulfur chemistry, biofilm, and the (in)direct attack mechanism — a critical evaluation of bacterial leaching. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 43(6), 961–966.
<https://doi.org/10.1007/BF00166909/METRICS>

- Sato, Y., Hamai, T., Hori, T., Habe, H., Kobayashi, M., & Sakata, T. (2017). Year-Round Performance of a Passive Sulfate-Reducing Bioreactor that Uses Rice Bran as an Organic Carbon Source to Treat Acid Mine Drainage. *Mine Water and the Environment* 2017 37:3, 37(3), 586–594. <https://doi.org/10.1007/S10230-017-0489-6>
- Silverman, M. P., & Lundgren, D. G. (1959). STUDIES ON THE CHEMOAUTOTROPHIC IRON BACTERIUM FERROBACILLUS FERROOXIDANS. *Journal of Bacteriology*, 77(5), 642–647. <https://doi.org/10.1128/JB.77.5.642-647.1959>
- Singer, P. C., & Stumm, W. (1970). Acidic mine drainage: The rate-determining step. *Science*, 167(3921), 1121–1123. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.167.3921.1121;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTER>
- Song, Y., Guo, Z., Wang, R., Yang, L., Cao, Y., & Wang, H. (2022). A novel approach for treating acid mine drainage by forming schwertmannite driven by a combination of biooxidation and electroreduction before lime neutralization. *Water Research*, 221, 118748. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2022.118748>
- Stumm, W. and Morgan, J.J. (1996) *Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. 3rd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York. - References - Scientific Research Publishing.* (n.d.). Retrieved May 17, 2026, from <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=1159498>
- Suarez, E. R., García, J. O. P., <https://dialnet.unirioja.es/servlet/autor?codigo=6732540>, & <https://dialnet.unirioja.es/servlet/autor?codigo=3185753>. (2023). Aplicación de bacterias anaerobias y recursos geológicos locales en tratamiento pasivo del drenaje ácido en mina de carbón. *Revista Centro Azúcar, ISSN-e 2223-4861, Vol. 50, Nº. 3, 2023, 50(3), 6.* <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=10051992&info=resumen&idioma=ENG>
- Vymazal, J. (2019). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Encyclopedia of*

Ecology: Volume 1-4, Second Edition, 1, 14–21. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11238-2>

Wood, T. A., Murray, K. R., & Burgess, J. G. (2001). Ferrous sulphate oxidation using *Thiobacillus ferrooxidans* cells immobilised on sand for the purpose of treating acid mine-drainage. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 56(3–4), 560–565. <https://doi.org/10.1007/S002530100604/METRICS>

Younger, P. L., Banwart, S. A., & Hedin, R. S. (2002). *Mine Water*. 5. <https://doi.org/10.1007/978-94-010-0610-1>

Zhang, M., & Wang, H. (2014). Organic wastes as carbon sources to promote sulfate reducing bacterial activity for biological remediation of acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 69, 81–90. <https://doi.org/10.1016/J.MINENG.2014.07.010>