DOI: 10.24850/j-tyca-18-01-09

Artículos

Tratamiento de drenaje ácido de mina polimetálica mediante columna de lecho fijo de dolomita aireada

Treatment of polymetallic acid mine drainage using an aerated fixed-bed dolomite column

Jonathan Pinto Cahuapaza[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0003-8982-3440

Alicia Puma Machacca[2], ORCID: https://orcid.org/0009-0005-2284-6407

Juan Eduardo Vigo-Rivera[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-6597-7336

[1]Universidad Peruana Unión, Juliaca, Perú, jhonatan.pinto@upeu.edu.pe

[2]Universidad Peruana Unión, Juliaca, Perú, alicia.puma@upeu.edu.pe

[3]Universidad Peruana Unión, Juliaca, Perú, eduardo.vigo@upeu.edu.pe

Autor para correspondencia: Juan Eduardo Vigo-Rivera, eduardo.vigo@upeu.edu.pe

Resumen

Este estudio tuvo como objetivo determinar la eficiencia de remoción de hierro y sulfato, así como la neutralización del pH, mediante un lecho filtrante de dolomita con oxidación y aireación aplicado a un drenaje ácido

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

de mina (AMD) polimetálico. Se empleó un diseño factorial 2×3, evaluando dos caudales (100 y 200 ml/min) y tres rangos granulométricos de dolomita (0.5-1.0; 1.0-1.5; 1.5-2.0 cm), con mediciones repetidas a los 30, 60, 90, 120, 150 y 180 min; la aireación se mantuvo constante (10 l/min). Los parámetros (pH, Fe total y SO_4^{2-}) se determinaron con métodos estandarizados (NTP-ISO/APHA) y el contraste inferencial se realizó con ANOVA y Tukey HSD. El AMD presentó alta agresividad inicial (pH 3.26; Fe total 105 mg/l; SO_4^{2-} 450 mg/l). La condición más efectiva fue 100 ml/min con dolomita 0.5-1.0 cm (Tratamiento 4), que elevó el pH hasta 6.71 (30 min) y logró remociones iniciales de Fe >95%; la mayor remoción de SO_4^{2-} (58.8%) se obtuvo con 100 ml/min y dolomita de 1.0-1.5 cm (Tratamiento 5). En ambos casos, la eficiencia disminuyó progresivamente hacia 180 min por pasivación/agotamiento del lecho. El ANOVA confirmó diferencias significativas entre condiciones ($p < 0.001$) y Tukey evidenció contrastes relevantes entre tratamientos y diámetros. En conclusión, la optimización del sistema prioriza bajo caudal y dolomita fina, pero para operación sostenida se requiere mantenimiento/recambio del medio o lechos en serie para mitigar la colmatación.

Palabras clave: análisis del agua, calidad del agua, contaminación del agua, hierro, mineral, minería, química del agua, tratamiento del agua, drenaje ácido de mina, AMD, dolomita.

Abstract

This study aimed to determine the removal efficiency of iron and sulfate, as well as pH neutralization, using a dolomite filter bed with oxidation and aeration applied to polymetallic acid mine drainage (AMD). A 2×3 factorial

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

design was employed, evaluating two flow rates (100 and 200 ml/min) and three dolomite particle-size ranges (0.5-1.0, 1.0-1.5, and 1.5-2.0 cm), with repeated measurements at 30, 60, 90, 120, 150, and 180 min; aeration was kept constant (10 l/min). The parameters (pH, total Fe, and SO_4^{2-}) were determined using standardized methods (NTP-ISO/APHA), and inferential comparisons were performed using ANOVA and Tukey's HSD. The AMD exhibited high initial aggressiveness (pH 3.26; total Fe 105 mg/l; SO_4^{2-} 450 mg/l). The most effective condition was 100 ml/min with 0.5-1.0 cm dolomite (Treatment 4), which increased pH to 6.71 (30 min) and achieved initial removals of Fe >95%; the highest SO_4^{2-} removal (58.8%) was obtained at 100 ml/min with 1.0-1.5 cm dolomite (Treatment 5). In both cases, efficiency declined progressively toward 180 min due to bed passivation/exhaustion. ANOVA confirmed significant differences among conditions ($p < 0.001$), and Tukey's test revealed relevant contrasts among treatments and particle sizes. In conclusion, system optimization favors low flow rate and fine dolomite; however, sustained operation requires media maintenance/replacement or beds in series to mitigate clogging.

Keywords: water analysis, water quality, water pollution, iron, minerals, mining, water chemistry, water treatment, acid mine drainage, AMD, dolomite.

Recibido: 05/12/2024

Aceptado: 02/10/2026

Publicado *ahead of print*: 20/11/2026

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

1. Introducción

La extracción y molienda de minerales alteran el equilibrio geoquímico del entorno al exponer sulfuros metálicos a la intemperie; bajo estas condiciones, los minerales se erosionan y reaccionan con el oxígeno y el agua, generando lixiviados ácidos con elevada carga iónica y metalífera (Jamieson et al., 2015; Liñán Pérez & Sánchez Chilón, 2023). Este proceso desencadena impactos ambientales relevantes, asociados a la movilización de metales pesados y a efectos adversos sobre organismos y ecosistemas (Park et al., 2015; Pudi et al., 2022). En minas activas y abandonadas, la liberación de contaminantes puede mantenerse durante escalas temporales prolongadas, condicionando la persistencia del riesgo ambiental (Ferreira et al., 2021; Luís et al., 2022).

El drenaje ácido de mina (AMD) constituye una contaminación compleja, controlada por interacciones químicas, físicas y biológicas, típicamente caracterizada por pH < 4 y altas concentraciones de sulfatos y metales (Ighalo et al., 2022; Ojonimi et al., 2021). Un mecanismo clave es la oxidación de la pirita, que genera Fe^{2+} y ácido sulfúrico, responsables directos de la acidez: $FeS_2 + \frac{7}{2} O_2 + H_2O \rightarrow Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 2H^+$ (Costello, 2003). Sus impactos se expresan a nivel químico, físico, biológico y ecológico (Alvarenga et al., 2021): los metales se incorporan con facilidad a suelos circundantes (Liñán Pérez & Sánchez Chilón, 2023; Nariyan et al., 2017) inhiben enzimas y microorganismos (Kumar et al., 2021; Nariyan et al., 2018) y deterioran propiedades bioquímicas y la calidad del suelo (Anekwe & Isa, 2023; Pudi et al., 2022). Además, el AMD puede comprometer aguas subterráneas y superficiales, reduciendo el pH y afectando la biota acuática, incluyendo mortalidad de peces en

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ecosistemas receptores (Ferreira et al., 2021; Luís et al., 2022; Masindi et al., 2022).

En las últimas décadas se han propuesto múltiples tecnologías para el tratamiento del AMD, agrupadas en enfoques activos y pasivos (Anekwe & Isa, 2023; du Plessis et al., 2021; Na et al., 2024; Othman et al., 2023; Wang, Z. et al., 2021; Zhao et al., 2024). Sin embargo, la magnitud de la contaminación suele ser elevada: las concentraciones de iones metálicos pueden superar ampliamente los límites de descarga, con predominio frecuente de hierro y sulfatos frente a otros metales (Foudhaili et al., 2020; Li et al., 2019; Luís et al., 2022; Masindi et al., 2022; Stylianou et al., 2022), lo que se traduce en afectaciones a aguas, suelos y cultivos (Mamelkina et al., 2019; Pérez Falcón et al., 2020; Xu et al., 2022).

En la práctica, se priorizan alternativas de bajo costo, operación simple y mantenimiento accesible, debido a la larga duración del tratamiento y a la necesidad de personal calificado (Othman et al., 2023). En este marco, la dolomita ($CaMg(CO_3)_2$) emerge como material neutralizante eficiente: al contactar soluciones ácidas contribuye a elevar el pH y puede reducir la generación de precipitados respecto de otras opciones, con costos operativos competitivos (Acharya & Kharel, 2020; Chai et al., 2020; Jamieson et al., 2015).

Durante el proceso, el aumento de pH favorece la transformación y remoción del hierro; además, la interacción ácido-dolomita puede representarse como: $CaMg(CO_3)_2 + 2H_2SO_4 \rightarrow Ca^{2+} + Mg^{2+} + 2SO_4^{2-} + 2CO_2 + 2H_2O$; a su vez, en presencia de oxígeno, el Fe^{2+} se oxida y precipita como hidróxido férrico: $4Fe^{2+} + O_2 + 10H_2O \rightarrow 4Fe(OH)_3 + 8H^+$, evidenciando simultáneamente neutralización y conversión de especies disueltas (Othman et al., 2023). Con base en ello,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

el objetivo de este estudio fue determinar la eficiencia de remoción de hierro y sulfato, así como la neutralización del pH, mediante oxidación y aireación en un lecho filtrante con dolomita, empleando AMD polimetálico y evaluando sistemáticamente el desempeño del sistema.

2. Metodología

2.1. Área de estudio y condiciones experimentales

El estudio se desarrolló en el Laboratorio de Saneamiento Ambiental de la Universidad Peruana Unión (UPeU), campus Juliaca, ubicado en el distrito de Juliaca, provincia de San Román, región Puno, Perú. Como referencia geográfica, el campus universitario se encuentra localizado en las coordenadas UTM 373 529,215 m E y 8 284 701,779 m N (WGS 84, zona 19S), a una altitud media aproximada de 3842 m s. n. m. (Umasi Olarte, 2019). Las muestras de drenaje ácido procedentes de una mina polimetálica de la región Puno fueron transportadas al laboratorio en recipientes limpios y herméticos. Como medio filtrante se utilizó dolomita procedente de una cantera del distrito de Samán, región Puno, previamente acondicionada para su incorporación al sistema experimental.

2.2. Diseño experimental

El estudio se estructuró bajo un **diseño factorial 2×3**, en el que se evaluaron de manera simultánea dos factores operativos. El **Factor A** correspondió al **caudal de alimentación** del AMD, con **dos niveles** (100 y 200 ml/min), mientras que el **Factor B** fue el **diámetro de partícula**

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de la dolomita utilizada como medio reactivo del lecho filtrante, con **tres niveles** (0.5-1.0 cm, 1.0-1.5 cm y 1.5-2.0 cm). La combinación de ambos factores generó un total de **seis tratamientos** (2×3). Adicionalmente, el experimento incorporó un componente **longitudinal** mediante **mediciones repetidas en el tiempo** sobre cada tratamiento, registrándose los parámetros de respuesta en **30, 60, 90, 120, 150 y 180 min** de operación. Esta estructura permitió analizar tanto los efectos principales de los factores (caudal y diámetro), como su interacción y la dinámica temporal del proceso de neutralización y remoción durante el tratamiento del AMD.

2.3. Configuración experimental

Las columnas para el lecho filtrante fueron hechas de acrílico transparente (Figura 1), con diámetros de 4 cm y longitudes de 50 cm. Fue necesario abrir un orificio con un diámetro de 1 cm como puerto lateral a una distancia de 5 cm de las bases superior e inferior, asimismo, se realizó otro orificio en la parte superior e inferior de las bases, el orificio del extremo inferior se conectó a la bomba de aire, el agua ácida se inyectó desde la parte inferior hasta la parte superior de la columna con una bomba sumergible con un caudal constante. El orificio de la parte superior de la columna se utilizó para impulsar el agua ácida tratada. Las rocas de dolomita se apilaron a 5 cm por debajo del puerto superior. Antes de apilar las rocas en los reactores, se utilizaron 1.5 l de agua destilada para lavar las rocas de dolomita varias veces hasta obtener un agua de salida clara, y luego se secaron a temperatura ambiente.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

2.4. Procedimientos experimentales

Se seleccionaron dos caudales de entrada para el agua ácida (100 ml/min y 200 ml/min). Cada caudal fue combinado con tres tamaños de partículas de dolomita (0.5-1.0 cm, 1.0-1.5 cm y 1.5-2.0 cm), generando un total de seis combinaciones de condiciones experimentales. Se introdujo el agua ácida en los reactores mediante la bomba sumergible, manteniendo el caudal seleccionado para cada experimento. Simultáneamente, se aplicó aireación en el lecho filtrante mediante la bomba de aire a un flujo constante de 10 l/min para facilitar la oxidación del hierro (Fe total) en el agua ácida. Durante el proceso de tratamiento, se recolectaron muestras de efluente a intervalos de tiempo específicos (0, 30, 60, 90, 120, 150 y 180 min).

En cada intervalo, se tomaron muestras de 50 ml del efluente tratado y se transfirieron a tubos de muestreo, de los cuales se analizaron el pH, el Fe total y el SO_4^{2-}. Las muestras recolectadas en cada intervalo de tiempo fueron analizadas para evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes en el agua ácida, específicamente los niveles de hierro (Fe total) y sulfato (SO_4^{2-}), así como el pH del efluente tratado. Los datos obtenidos permitieron calcular la eficiencia de remoción en función del tiempo y de las condiciones experimentales establecidas. Se establecieron tres réplicas paralelas para cada combinación de condiciones (caudal, diámetro de dolomita y tiempo) para asegurar la fiabilidad de los resultados.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

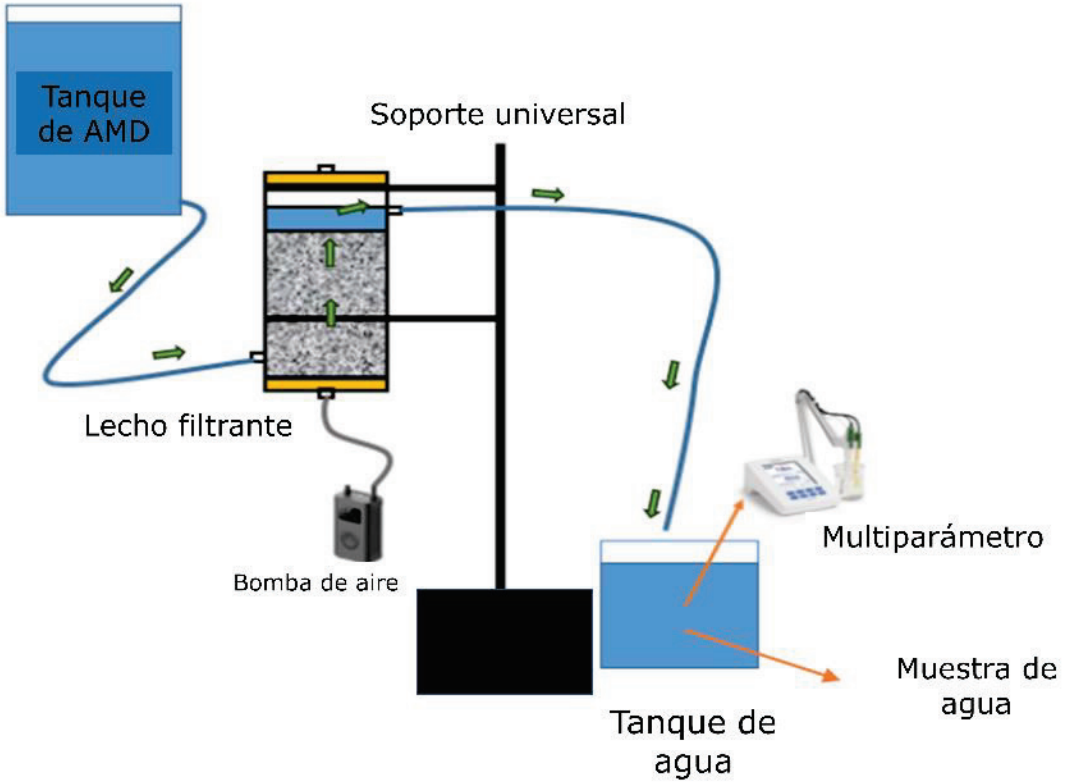


Figura 1. Diagrama esquemático del equipo experimental.

2.5. Métodos analíticos

Las concentraciones de hierro total y sulfato en las muestras de drenaje ácido de mina (AMD) se determinaron mediante los métodos colorimétrico y turbidimétrico, respectivamente. La caracterización fisicoquímica del agua se realizó conforme a Normas Técnicas Peruanas (NTP-ISO) y sus métodos equivalentes descritos en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA). El pH se midió por método electrométrico según NTP ISO 10523 (APHA 4500-H+ B). El hierro total (Fe) se cuantificó por colorimetría con 1,10-fenantrolina, de acuerdo con NTP ISO 6332 (APHA 3500-Fe). El sulfato se determinó por el método turbidimétrico según NTP ISO 9280 (APHA 4500-SO42− E). La

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

conductividad eléctrica (CE) se midió por técnica electrométrica conforme a NTP ISO 7888 (APHA 2510 B). La temperatura se registró mediante medición directa según NTP ISO 5667 (APHA 2550 B). El oxígeno disuelto (OD) se midió por método electrométrico de acuerdo con NTP ISO 5814 (APHA 4500-O G). La eficiencia de remoción de hierro y sulfato se evaluó como porcentaje de eliminación, calculado a partir de las concentraciones iniciales (Ci) y finales (Cf) de cada parámetro, utilizando la expresión (Ecuación 1).

$$Remoción\ (\%) = (\frac{Ci-Cf}{Ci})\ x\ 100\% \quad (1)$$

2.6. Diseño de los reactores

Se construyeron reactores tipo columna empleando tubos de acrílico transparente de 50 cm de longitud y 4 cm de diámetro interno. Cada columna fue acondicionada con puertos laterales para la entrada y salida del AMD y con un orificio en la base para la inyección de aire, a fin de asegurar condiciones hidráulicas y de oxidación reproducibles. El medio filtrante estuvo constituido por dolomita clasificada en tres rangos granulométricos (0.5-1.0 cm, 1.0-1.5 cm y 1.5-2.0 cm), utilizada como lecho reactivo para favorecer la neutralización del pH y la remoción de hierro total (Fe total) y sulfato (SO_4^{2-}) presentes en el AMD. El AMD se alimentó a las columnas en sentido ascendente (desde la base) mediante una bomba sumergible, manteniendo caudales constantes de 100 y 200 ml/min. El diseño experimental consideró la combinación factorial de dos caudales y tres tamaños de partícula de dolomita. Durante los ensayos, se registraron pH, Fe total y SO_4^{2-} en intervalos de tiempo predefinidos,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

con el fin de evaluar la evolución del tratamiento bajo las diferentes condiciones operativas.

2.7. Análisis estadístico

Para evaluar el efecto de los tratamientos bajo un diseño completamente al azar, se verificó previamente el cumplimiento de los supuestos del modelo. La normalidad se evaluó con la prueba de Shapiro-Wilk y la homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene, con el propósito de sustentar la aplicación de un ANOVA. A continuación, se aplicó un ANOVA de medidas repetidas para contrastar las diferencias entre tratamientos, considerando explícitamente la dependencia introducida por las mediciones realizadas en diferentes momentos/condiciones experimentales. Finalmente, se utilizó la prueba post hoc de Tukey (HSD) para identificar qué pares de tratamientos presentaron diferencias significativas, lo que permitió precisar los efectos observados y, cuando correspondió, las posibles interacciones sobre las variables de respuesta.

3. Resultados

El agua empleada en esta investigación provino de un drenaje ácido de mina (AMD) polimetálica ubicado en Puno, Perú. Se implementó un sistema de aireación con un flujo constante de 10 l/min para favorecer la oxidación del hierro, promoviendo su precipitación y posterior remoción en un lecho filtrante de dolomita con un diámetro de partícula de 0.5-1.0, 1.0-1.5 y 1.5-2.0 cm. Los ensayos se realizaron a caudales de 100 y 200 ml/min.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

3.1. Caracterización del agua proveniente del drenaje ácido de mina polimetálica

La Tabla 1 muestra la caracterización del agua de drenaje ácido y comparación con ECA/LMP (Perú) y normativa de vertimientos (Colombia y Chile).

Tabla 1. Caracterización del AMD y comparación con ECA/LMP (Perú) y normativa de vertimientos (Colombia y Chile)

Parámetro	Unidad	AMD (este estudio)	Perú: ECA agua Cat. 3 (DS N.° 004-2017-MINAM)	Perú: LMP efluentes metalúrgicos (DS N.° 010-2010-MINAM)	Colombia: LMP vertimientos minería (Res. 631/2015)	Chile: LMP descargas a ríos (DS N° 90/2000)
pH	—	3.26	6.5-8.5	6.0-9.0	6.0-9.0	6.0-8.5
Fe total	mg/l	105	5	2	2	5
SO_4^{2-}	mg/l	450	1000	—	1200	1000
Conductividad eléctrica (CE)	µS/cm	1319	2500	—	—	—
Temperatura	°C	13.07	—	—	—	35
Oxígeno disuelto (OD)	mg/l	6.02	≥ 4	—	—	—

Nota:
ECA = Estándares de Calidad Ambiental
LMP = Límites Máximos Permisibles
— = no establecido/no aplica según la norma citada.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

3.2. Comportamiento del potencial de hidrógeno

La Figura 2 muestra el comportamiento temporal del pH del AMD en seis tratamientos y a diferentes diámetros de dolomita, con referencia al rango del ECA Categoría 3.

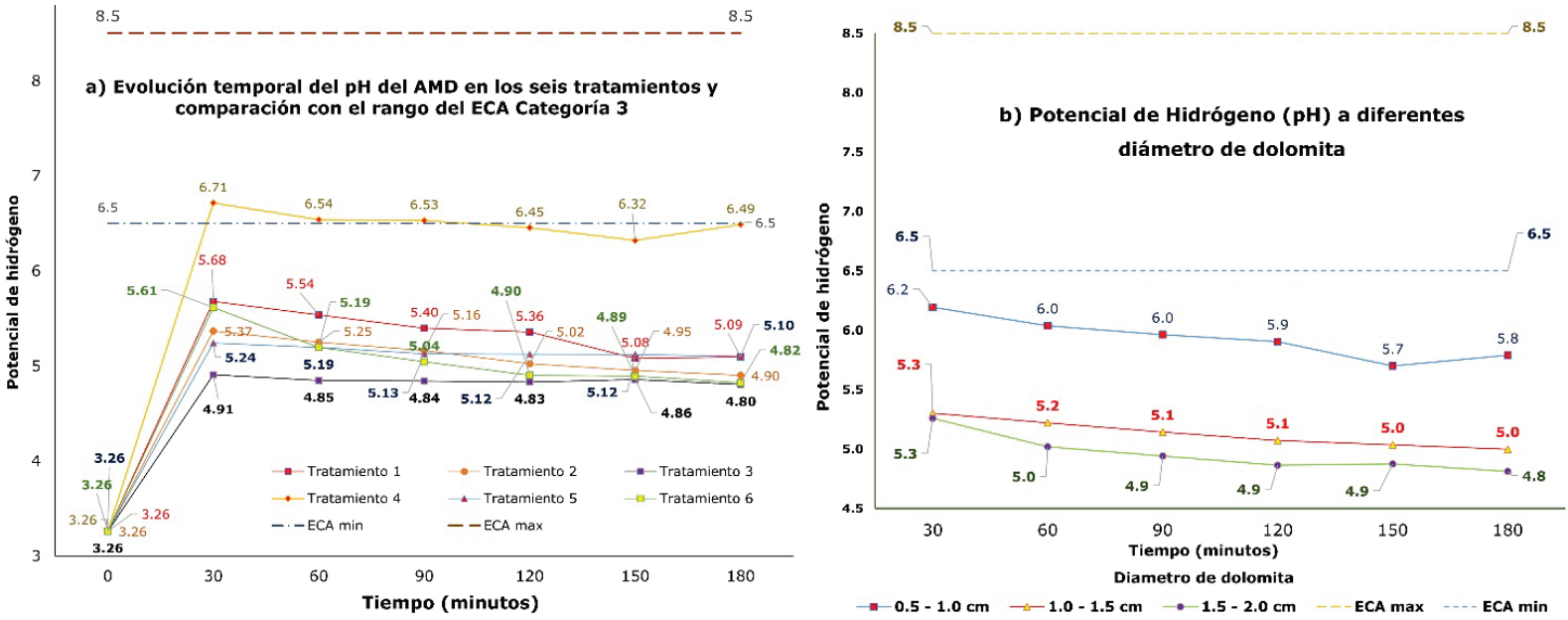


Figura 2. Variación temporal del pH del AMD en (a) seis tratamientos y (b) diferentes diámetros de dolomita, con referencia al rango del ECA Categoría 3

3.3. Desempeño del lecho filtrante aireado según caudal y granulometría de dolomita

La Tabla 2 presenta los resultados de seis tratamientos, expresados como media ± desviación estándar (n = 3), para distintas combinaciones de caudal (100 y 200 ml/min) y tamaño de partícula de dolomita (0.5-1.0,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

1.0-1.5 y 1.5-2.0 cm) evaluadas en intervalos de 30 a 180 min. Para cada combinación de caudal, diámetro del medio y tiempo, se registraron la concentración de hierro total (Fe_{total}), la concentración de sulfato (SO_4^{2-}) y el pH.

Tabla 2. Efecto del caudal y del diámetro de partícula de la dolomita sobre los parámetros fisicoquímicos del AMD en ensayos de laboratorio (media ± desviación estándar, n = 3)

Tratamiento	Caudal (ml/min)	Diámetro (cm)	Tiempo (min)	Fe_{total} (mg/l)	SO_4^{2-} (mg/l)	pH
1	200	0.5 - 1.0	30	33.33 ± 1.53	240.00 ± 17.32	5.68 ± 0.07
			60	42.67 ± 0.58	268.33 ± 20.21	5.54 ± 0.10
			90	47.33 ± 1.53	276.67 ± 16.07	5.40 ± 0.13
			120	52.33 ± 2.52	276.67 ± 20.21	5.36 ± 0.12
			150	60.00 ± 3.61	276.67 ± 11.55	5.08 ± 0.18
			180	67.67 ± 3.06	283.33 ± 5.77	5.09 ± 0.14
2	200	1.0 - 1.5	30	56.67 ± 2.52	266.67 ± 20.82	5.37 ± 0.05
			60	60.00 ± 4.58	240.00 ± 34.64	5.25 ± 0.11
			90	65.33 ± 6.81	250.00 ± 20.00	5.16 ± 0.08
			120	78.67 ± 3.21	226.67 ± 5.77	5.02 ± 0.08
			150	73.33 ± 11.15	233.33 ± 15.28	4.95 ± 0.11
			180	75.00 ± 3.61	265.00 ± 37.75	4.90 ± 0.15
3	200	1.5 - 2.0	30	72.00 ± 3.00	245.00 ± 5.00	4.91 ± 0.13
			60	64.67 ± 3.51	258.33 ± 2.89	4.85 ± 0.02
			90	77.67 ± 2.52	275.00 ± 8.66	4.84 ± 0.05
			120	89.33 ± 2.08	275.00 ± 10.00	4.83 ± 0.08
			150	82.67 ± 4.04	298.33 ± 17.56	4.86 ± 0.07
			180	89.67 ± 2.89	310.00 ± 10.00	4.80 ± 0.10

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tratamiento	Caudal (ml/min)	Diámetro (cm)	Tiempo (min)	Fe_{total} (mg/l)	SO_4^{2-} (mg/l)	pH
4	100	0.5 - 1.0	30	2.83 ± 3.69	208.33 ± 2.89	6.71 ± 0.23
			60	10.83 ± 4.65	225.00 ± 13.23	6.54 ± 0.21
			90	20.33 ± 2.31	238.33 ± 10.41	6.53 ± 0.31
			120	27.33 ± 3.21	246.67 ± 23.09	6.45 ± 0.22
			150	38.67 ± 7.02	248.33 ± 17.56	6.32 ± 0.34
			180	46.33 ± 4.16	263.33 ± 16.07	6.49 ± 0.21
5	100	1.0 - 1.5	30	36.33 ± 3.21	183.33 ± 5.77	5.24 ± 0.24
			60	35.83 ± 7.59	188.33 ± 20.21	5.19 ± 0.26
			90	38.33 ± 9.02	203.33 ± 15.28	5.13 ± 0.29
			120	62.83 ± 1.26	206.00 ± 7.94	5.12 ± 0.27
			150	63.83 ± 1.26	218.33 ± 10.41	5.12 ± 0.32
			180	78.00 ± 11.79	231.00 ± 3.61	5.10 ± 0.29
6	100	1.5 - 2.0	30	57.67 ± 2.89	225.00 ± 5.00	5.61 ± 0.16
			60	53.33 ± 3.21	236.67 ± 5.77	5.19 ± 0.18
			90	61.00 ± 2.65	258.33 ± 11.55	5.04 ± 0.15
			120	72.67 ± 1.15	281.67 ± 10.41	4.90 ± 0.07
			150	75.33 ± 1.15	293.33 ± 7.64	4.89 ± 0.06
			180	78.00 ± 3.61	315.00 ± 10.00	4.82 ± 0.05

3.4. Eficiencia de remoción

La Figura 3 muestra la evolución temporal de la eficiencia de remoción de (a) hierro (Fe) y (b) sulfato (SO_4^{2-}) del AMD en los seis tratamientos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

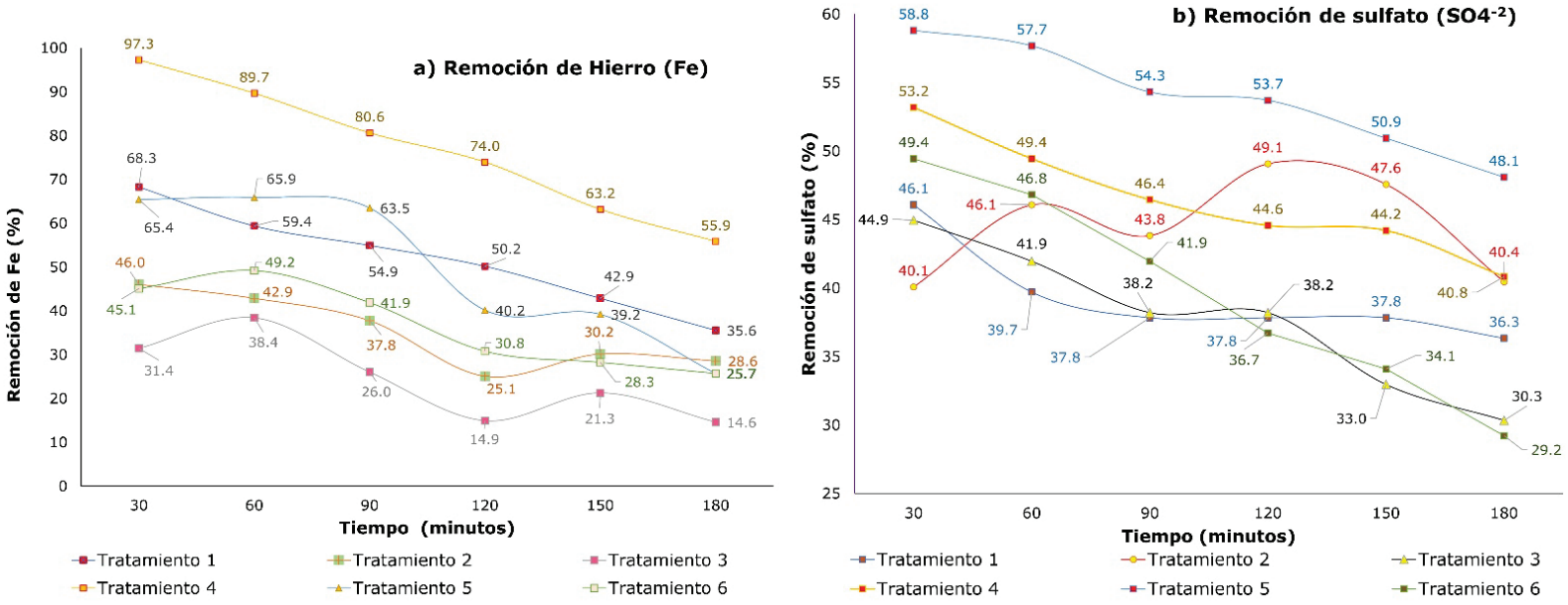


Figura 3. Evolución temporal de la eficiencia de remoción de (a) hierro (Fe) y (b) sulfato (SO_4^{2-}) del AMD en los seis tratamientos

La Figura 4 muestra el efecto del diámetro de dolomita en la remoción temporal de (a) hierro (Fe) y (b) sulfato (SO_4^{2-}) del AMD.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

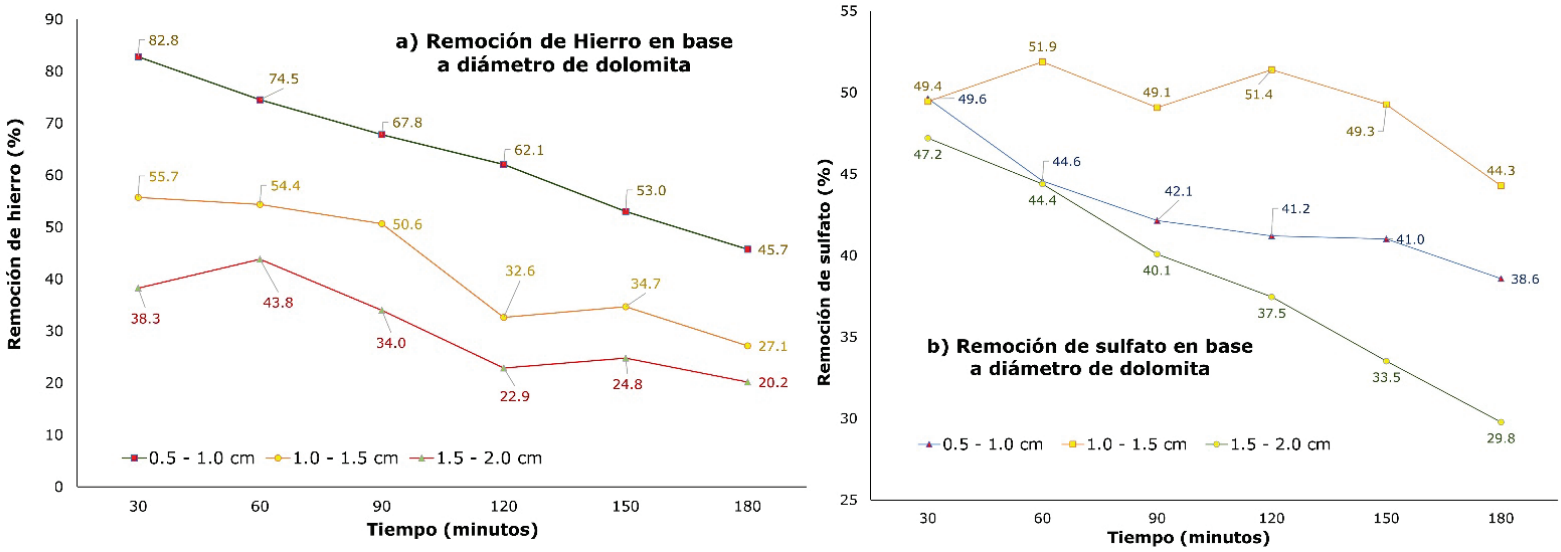


Figura 4. Efecto del diámetro de dolomita en la remoción temporal de (a) hierro (Fe) y (b) sulfato (SO_4^{2-}) del AMD

3.5. Análisis estadístico para los tratamientos

La Tabla 3 muestra las pruebas de normalidad y homogeneidad de varianzas, así como el análisis de varianza para la eficiencia de remoción.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 3. Pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk), homogeneidad de varianzas (Levene) y análisis de varianza (ANOVA) para la eficiencia de remoción de Fe y SO_4^{2-}

Pruebas de normalidad y homogeneidad de varianzas				
Parámetro	**Prueba**	**Estadístico**	**gl**	**Sig. (p-valor)**
Fe	Shapiro-Wilk	0.95	107	0.13
SO_4^{2-}	Shapiro-Wilk	0.98	107	0.92
Fe	Estadístico de Levene	0.53	107	0.75
SO_4^{2-}	Estadístico de Levene	0.26	107	0.92

Análisis de Varianza para la remoción					
Parámetro	**Suma de cuadrados entre grupos**	**gl**	**Media cuadrática**	**F**	**Sig.**
Remoción de Fe total	26169.11	5	5233.82	39.25	< 0.001
Remoción de SO_4^{2-}	2586.72	5	517.34	20.85	< 0.001

La Tabla 4 muestra la prueba de Tukey para la remoción de Fe y SO_4^{2-} entre tratamientos y diámetros de dolomita.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Tabla 4. Comparación de medias (Tukey HSD) para la remoción de Fe y SO_4^{2-} entre tratamientos y diámetros de dolomita

Comparación de medias (Tukey HSD)		
Tratamientos		**Sig.**
Tratamiento 1	Tratamiento 2	0.001
Tratamiento 1	Tratamiento 3	< 0.001
Tratamiento 1	Tratamiento 4	< 0.001
Tratamiento 1	Tratamiento 5	0.997
Tratamiento 1	Tratamiento 6	0.005
Tratamiento 2	Tratamiento 3	0.107
Tratamiento 2	Tratamiento 4	< 0.001
Tratamiento 2	Tratamiento 5	0.006
Tratamiento 2	Tratamiento 6	0.998
Tratamiento 3	Tratamiento 4	< 0.001
Tratamiento 3	Tratamiento 5	< 0.001
Tratamiento 3	Tratamiento 6	0.036
Tratamiento 4	Tratamiento 5	< 0.001
Tratamiento 4	Tratamiento 6	< 0.001
Tratamiento 5	Tratamiento 6	< 0.001
Diámetros		**Sig.**
0.5 - 1.0 cm	1.0 - 1.5 cm	< 0.001
0.5 - 1.0 cm	1.5 - 2.0 cm	< 0.001
1.0 - 1.5 cm	1.5 - 2.0 cm	< 0.001

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

4. Discusión

4.1. Caracterización del agua proveniente del drenaje ácido de mina polimetálica

El AMD evaluado presentó una condición inicial altamente agresiva, con pH 3.26 y elevada carga de contaminantes, lo que confirma la necesidad de tratamiento previo antes de cualquier uso o descarga (Sulistiyohadi et al., 2020). La caracterización (Tabla 1) es consistente con un AMD polimetálico activo, típico de drenajes ácidos dominados por pH bajo y altas concentraciones metálicas (Luo et al., 2020), situación que además incrementa la movilidad de metales y el riesgo (Galhardi & Bonotto, 2016). El Fe total (105 mg/l) excede ampliamente los criterios normativos y es un parámetro clave porque controla la química del AMD, la demanda de alcalinidad y la formación de precipitados conforme se eleva el pH (Papaslioti et al., 2024). En consecuencia, los datos sustentan un enfoque de neutralización y oxidación-precipitación, donde el oxígeno favorece la conversión del hierro a fases menos solubles y su remoción como (oxi)hidróxidos, con efectos adicionales por coprecipitación/adsorción (Nordstrom, 2020).

Aunque el sulfato (450 mg/l) no supera los valores de referencia, mantiene niveles representativos de AMD y, por su carácter relativamente conservativo, suele no disminuir proporcionalmente en tratamientos carbonatados (p. ej., dolomita), aun cuando mejoren pH y metales (Wibowo et al., 2021). La conductividad eléctrica (1319 µS/cm) sugiere mineralización moderada, pero la condición del efluente está dominada por acidez y hierro, que explican el riesgo y el incumplimiento (Leiva et al., 2021). Finalmente, el OD (6.02 mg/l) indica un sistema no anóxico,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

respaldando el uso de aireación para acelerar la oxidación del hierro y estabilizar la precipitación tras el ajuste de pH (Fernández-Rojo et al., 2019). Dada la temperatura (13.07 °C), compatible con condiciones altoandinas, la cinética puede ser más lenta, por lo que tiempo de contacto y transferencia de oxígeno resultan variables operativas críticas (Garcia-Rios et al., 2021).

4.2. Comportamiento del potencial de hidrógeno

La Figura 2a muestra la evolución del pH del AMD en seis tratamientos frente al rango del ECA Cat. 3 (6.5-8.5). En todos los casos, el pH aumenta bruscamente en los primeros 30 min por la disolución de carbonatos y la liberación inicial de alcalinidad desde la dolomita (Drapeau et al., 2021). El desempeño dependió de la condición operativa: el Tratamiento 4 alcanzó el pH máximo (6.71) a los 30 min y se mantuvo cercano al umbral inferior (≈6.32-6.54 entre 60-180 min), mientras que los demás tratamientos se estabilizaron en un rango subóptimo (≈4.8-5.5) desde 60-90 min. Esto sugiere insuficiencia de alcalinidad efectiva por limitaciones de contacto hidráulico y consumo de alcalinidad durante precipitación (Drapeau et al., 2021). Un pH cercano a neutralidad favorece la oxidación de Fe(II) y la precipitación como (oxi)hidróxidos, mejorando la remoción y reduciendo la movilidad metálica (Alvarenga et al., 2021), y la aireación es consistente con la aceleración de la oxidación en presencia de oxígeno disuelto (Simate, 2021).

La Figura 2b confirma el efecto del tamaño de partícula: el incremento inicial del pH (30 min) responde a la neutralización controlada por disolución superficial en sistemas carbonatados (Ouakibi et al., 2014; Sherlock et al., 1995). Las partículas finas (0.5-1.0 cm) alcanzaron

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

mayores pH (5.7-6.2) que las intermedias y grandes (1.0-1.5 cm: 5.0-5.3; 1.5-2.0 cm: 4.8-5.3), debido a su mayor superficie específica y liberación más rápida de especies carbonatadas (Drapeau et al., 2021; Sherlock et al., 1995). La posterior estabilización o descenso leve del pH se asocia al consumo de alcalinidad por precipitación metálica y al taponamiento del lecho, que limita el contacto hidráulico (Goetz & Riefler, 2014; Kruse et al., 2012).. Aunque el tamaño más fino se aproxima al umbral inferior del ECA, ningún tratamiento alcanza sostenidamente 6.5-8.5, lo que sugiere que la dolomita atenúa la acidez pero puede ser insuficiente para estabilización completa bajo estas condiciones, en línea con su menor solubilidad y cinética frente a reactivos alcalinos más solubles (Kusi et al., 2024; Halim et al. (2021).

4.3. Desempeño del lecho filtrante aireado según caudal y granulometría de dolomita

La Tabla 2 muestra un comportamiento claramente dependiente del tiempo de contacto (caudal) y del tamaño del medio (diámetro del lecho). En todos los tratamientos se observa que, conforme avanza el tiempo (30-180 min), la concentración de Fe_{total} tiende a incrementarse, lo que es consistente con un fenómeno de agotamiento o "breakthrough" del lecho. Este comportamiento ha sido documentado en sistemas pasivos con materiales alcalinos, donde la capacidad de neutralización disminuye por precipitación de (oxi)hidróxidos metálicos y pasivación superficial que reduce la reactividad del medio (Fernández-Rojo et al., 2019).

La dolomita, al inicio del tratamiento, libera alcalinidad por disolución de carbonatos, lo que favorece la precipitación de Fe(III) y la neutralización del pH; sin embargo, con el tiempo, se forman capas de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

precipitados que bloquean los poros y disminuyen el área superficial activa, reduciendo la eficiencia del proceso (Wenbo et al., 2021).

El efecto del caudal es el más evidente al comparar tratamientos con el mismo diámetro. Con tamaños de partícula entre 0.5-1.0 cm, reducir el flujo de 200 a 100 ml/min (T1 vs T4) incrementó el pH desde valores moderadamente ácidos (~5.08-5.68) hasta valores cercanos a la neutralidad (6.32-6.71) y disminuyó significativamente las concentraciones de Fe y SO_4^{2-}, especialmente en los primeros 60-90 minutos. Este comportamiento se debe a que un mayor tiempo de residencia hidráulica permite una disolución más completa de carbonatos, aumentando el pH y favoreciendo la oxidación y precipitación de Fe(II) como hidróxidos (Chai et al., 2020).

A pH más altos, la cinética de oxidación de Fe(II) se acelera, generando una remoción casi total de Fe y una mejora sustancial en la calidad del efluente (Jarvis et al., 2023). Respecto al diámetro del medio, se observa una tendencia clara: los medios más gruesos (1.5-2.0 cm) presentan pH más bajo y mayores concentraciones de Fe y SO_4^{2-} remanentes, lo que se atribuye a su menor área superficial específica y, por tanto, a una menor liberación de alcalinidad. Este efecto fue también observado en estudios recientes de filtros aerados con dolomita, donde partículas finas (0.5-1 cm) alcanzaron eficiencias de remoción de Fe superiores al 95% y sulfatos hasta 96%, mientras que partículas gruesas mostraron resultados menos favorables (Chai et al., 2020).

En conjunto, el Tratamiento 4 (100 ml/min; 0.5-1.0 cm) se destaca como la condición más efectiva para estabilizar el pH y reducir el Fe, mientras que la menor concentración de sulfatos se obtuvo con el Tratamiento 5 (100 ml/min; 1.0-1.5 cm). Sin embargo, el deterioro gradual del desempeño (incremento de Fe y SO_4^{2-} hacia 180 min)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sugiere la necesidad de mantenimiento o recambio del medio reactivo, implementación de lechos en serie o sistemas híbridos bioquímicos, estrategias que han mostrado alta eficacia en ensayos recientes de humedales y biorreactores pasivos (Naghoum et al., 2025).

4.4. Eficiencia de remoción

La Figura 3 muestra que la eficiencia de remoción de hierro (Fe) y sulfato (SO_4^{2-}) del drenaje ácido de mina (AMD) depende fuertemente del tiempo de operación, el caudal y el tamaño de partícula del medio dolomítico. En todos los tratamientos, la eficiencia disminuye con el tiempo, evidenciando un fenómeno de agotamiento o pasivación del lecho debido a la formación de precipitados de (oxi)hidróxidos de hierro que recubren la superficie reactiva y reducen la porosidad del medio. El Tratamiento 4 (100 ml/min; 0.5-1.0 cm) mostró el mejor desempeño, alcanzando remociones iniciales de Fe superiores al 95% y manteniendo una alta eficiencia hasta los 120 minutos. Este comportamiento confirma que un menor caudal y partículas finas favorecen un mayor tiempo de residencia hidráulica y área superficial específica, promoviendo la disolución de carbonatos, el aumento del pH y la precipitación de Fe(III) como $Fe(OH)_3$, coherente con los resultados obtenidos por Chai et al. (2020) en sistemas de aireación con dolomita y por Jarvis et al. (2023), quienes observaron que la cinética de neutralización en drenajes mineros está controlada por la interacción hidráulica y la disponibilidad de carbonatos reactivos.

En cuanto al sulfato, las eficiencias fueron más bajas y mostraron una disminución gradual, lo que sugiere que su eliminación depende principalmente de procesos de precipitación y coprecipitación con fases

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

férricas y cálcicas, así como de la capacidad de alcalinización del medio. Con bajo caudal, la mayor remoción se obtuvo con el Tratamiento 5 (1.0-1.5 cm; 58.8%), seguida del Tratamiento 4 (0.5-1.0 cm; 53.2%), en contraste con los lechos más gruesos (1.5-2.0 cm), cuya remoción descendió hasta ~29-30% a los 180 min. Este comportamiento respalda la importancia del tamaño de partícula en la liberación sostenida de alcalinidad y en la formación de fases sólidas de sulfato férrico (Naghoum et al., 2025). No obstante, la reducción progresiva de la eficiencia hacia los 180 minutos sugiere la necesidad de estrategias de mantenimiento o reacondicionamiento del medio, tales como recambio del material reactivo o el uso de lechos en serie y sistemas bioquímicos complementarios, coincidiendo con las recomendaciones de Fernández-Rojo et al. (2019), quienes destacan la eficacia de combinaciones pasivas dolomita-humedales para prolongar la remoción de Fe y SO_4^{2-} a largo plazo.

La Figura 4 demuestra que el diámetro de la dolomita ejerce una influencia decisiva sobre la eficiencia de remoción de hierro (Fe) y sulfato (SO_4^{2-}) del AMD, evidenciando una clara relación entre el tamaño de partícula y la reactividad del medio alcalino. En la Figura 4a, los medios con diámetro de 0.5-1.0 cm alcanzan las mayores eficiencias de remoción de Fe (82.8% al inicio y 45.7% tras 180 min), mientras que las partículas más gruesas (1.5-2.0 cm) muestran eficiencias finales de apenas 20.2%. Este comportamiento se explica por el aumento de la superficie específica reactiva, que favorece la disolución de carbonatos y la elevación del pH, facilitando la oxidación y precipitación de Fe(II) como $Fe(OH)_3$ o $FeCO_3$ (Syah et al., 2024). La reducción progresiva de la eficiencia a lo largo del tiempo refleja el agotamiento de los sitios activos y la pasivación del medio por precipitados férricos, un fenómeno reportado también en sistemas híbridos de dolomita y bacterias reductoras de sulfato (Wang, X.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

et al., 2021). En conjunto, estos resultados confirman que un control adecuado del tamaño de partícula puede optimizar la cinética de neutralización y precipitación, aumentando la eficiencia de remoción de Fe en etapas iniciales del proceso.

Por su parte, la Figura 4b muestra que la remoción de sulfato (SO_4^{2-}) fue menor que la de Fe (30 -52%). A diferencia del Fe, las mayores remociones se obtuvieron con el diámetro intermedio (1.0-1.5 cm; 44.3-51.9%), seguido del diámetro fino (0.5-1.0 cm; 38.6-49.6%), mientras que el diámetro grueso (1.5-2.0 cm) presentó la mayor disminución en el tiempo (de 47.2 a 29.8%). Esto sugiere que la remoción de sulfato no depende solo de la superficie específica, sino también de procesos de coprecipitación en fases férricas o cálcicas y del tiempo de contacto. En contraste, los lechos con partículas gruesas exhiben un menor aumento de pH y, por tanto, una liberación limitada de alcalinidad, reduciendo la capacidad de precipitación de sulfatos (Elamraoui et al., 2024). Estos resultados coinciden con estudios que destacan la importancia de la textura y área superficial de los materiales carbonatados en la neutralización del AMD y la retención de aniones sulfato, especialmente en sistemas pasivos que combinan dolomita, calizas modificadas o residuos fosfatados (Calugaru et al., 2018).

4.5. Análisis estadístico para los diámetros

En la Tabla 3 se evidencia que los datos cumplen los supuestos necesarios para aplicar métodos paramétricos, ya que no se rechazó la normalidad (Shapiro-Wilk, $p > 0.05$) ni la homogeneidad de varianzas (Levene, $p > 0.05$) tanto para Fe como para SO_4^{2-}. Bajo estas condiciones, el ANOVA confirma un efecto significativo del factor experimental sobre la eficiencia

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de remoción en ambos parámetros ($p < 0.001$), lo que demuestra que las condiciones evaluadas no son equivalentes y que existen tratamientos con desempeño claramente diferenciado. En coherencia con ello, la Tabla 4 (Tukey HSD) muestra que la mayoría de comparaciones entre tratamientos resultan significativas, aunque se identifican pares estadísticamente indistinguibles (T1-T5, T2-T3 y T2-T6), lo que sugiere la presencia de grupos de respuesta similares y otros marcadamente distintos; este patrón es consistente con escenarios donde cambios en la condición operativa modifican de forma sustantiva la cinética y/o los mecanismos de remoción. Adicionalmente, el diámetro de la dolomita presenta diferencias significativas en todas las comparaciones ($p < 0.001$), indicando que el tamaño de partícula es un factor crítico; desde la perspectiva del proceso, esto es esperable porque el diámetro controla el área superficial específica, el contacto hidráulico y la transferencia de masa, afectando la liberación de alcalinidad y, por ende, la remoción asociada a reacciones de precipitación/retención. En conjunto, estos hallazgos respaldan que la optimización del sistema debe considerar simultáneamente el tipo de tratamiento y el rango de diámetro, reportando (además de la significancia) las medias con sus dispersiones para establecer con claridad cuál condición alcanza el mejor desempeño.

5. Conclusiones

El AMD polimetálico evaluado evidenció una condición altamente ácida (pH 3.26) y una carga crítica de Fe total (105 mg/l) que excede ampliamente los estándares ambientales, por lo que requiere tratamiento previo antes de cualquier descarga. En este contexto, el hierro es el parámetro rector del proceso y la combinación de "aireación más lecho

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

dolomítico" resulta consistente con un mecanismo de neutralización y oxidación-precipitación; en contraste, el sulfato mostró un comportamiento más conservativo y una remoción comparativamente limitada.

A escala operativa, el desempeño estuvo controlado por tiempo de residencia (caudal) y granulometría. El pH aumentó rápidamente durante los primeros 30 min por disolución de carbonatos, pero solo el Tratamiento 4 (100 ml/min; 0.5-1.0 cm) alcanzó el rango del ECA a los 30 min (pH 6.71) y sostuvo valores cercanos a su límite inferior, confirmando que bajo caudal y partículas finas maximizan la liberación de alcalinidad, elevan el pH y potencian la remoción. En coherencia, este tratamiento alcanzó las mayores eficiencias (Fe >95% al inicio y alto rendimiento hasta aproximadamente 120 min), mientras que la remoción de SO_4^{2-} fue menor y alcanzó su máximo (58.8%) con el Tratamiento 5 (100 ml/min; 1.0-1.5 cm), atribuible a procesos de precipitación/coprecipitación dependientes del pH.

No obstante, en todos los tratamientos se observó una pérdida progresiva de eficiencia hacia 180 min, compatible con pasivación/colmatación del lecho por precipitados férricos y disminución de la reactividad, lo que sugiere que la operación sostenida requiere mantenimiento o recambio del medio, y preferentemente lechos en serie o esquemas híbridos para prolongar la capacidad reactiva. El soporte estadístico fue robusto: se cumplieron supuestos (Shapiro-Wilk y Levene, $p > 0.05$), el ANOVA confirmó diferencias significativas ($p < 0.001$) y el Tukey evidenció contrastes mayoritarios entre tratamientos, además de confirmar el diámetro de partícula como factor crítico, con el mejor desempeño en el rango de 0.5-1.0 cm; por tanto, la optimización debe

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

priorizar bajo caudal y dolomita fina, reportando medias y dispersión para definir con precisión la condición de mejor desempeño.

6. Agradecimientos

Se agradece a la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental de la Universidad Peruana Unión, Campus Juliaca, por las facilidades brindadas y el apoyo institucional proporcionado para el desarrollo y la ejecución de la presente investigación.

7. Financiamiento

La investigación no contó con financiamiento económico institucional ni externo. Los costos asociados al desarrollo del estudio fueron asumidos por los autores. No obstante, se recibió apoyo logístico mediante el acceso a equipos, reactivos y materiales proporcionados por el Laboratorio de Saneamiento Ambiental de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental de la Universidad Peruana Unión, Campus Juliaca.

8. Declaración de conflicto de interés

Los autores declaran no presentar ningún conflicto de interés.

9. Declaración de uso de IA

Los autores declaran que se utilizaron ChatGPT Plus (OpenAI) y Claude (Anthropic) como herramientas de apoyo para mejorar la claridad, la redacción científica y la corrección gramatical del manuscrito, así como para verificar la consistencia de los datos reportados. El contenido

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

científico, la interpretación de los resultados y las conclusiones fueron revisados y validados íntegramente por los autores. Juan Eduardo Vigo-Rivera revisó, verificó y autorizó los elementos generados con estas herramientas antes de su integración en el artículo.

10. Referencias

Acharya, B. S., & Kharel, G. (2020). Acid mine drainage from coal mining in the United States—An overview. *Journal of Hydrology*, *588*, 125061. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125061

Alvarenga, P., Guerreiro, N., Simões, I., Imaginário, M. J., & Palma, P. (2021). Assessment of the environmental impact of acid mine drainage on surface water, stream sediments, and macrophytes using a battery of chemical and ecotoxicological indicators. *Water*, *13*(10), 1436. https://doi.org/10.3390/w13101436

Anekwe, I. M. S., & Isa, Y. M. (2023). Bioremediation of acid mine drainage – Review. *Alexandria Engineering Journal*, *65*, 1047–1075. https://doi.org/10.1016/j.aej.2022.09.053

Calugaru, I. L., Genty, T., & Neculita, C. M. (2018). Treatment of manganese in acid and neutral mine drainage using modified dolomite. *Int. J. Environ Impacts*, *1*(3), 323–333. https://doi.org/10.2495/EI-V1-N3-323-333

Chai, Y., Qin, P., Zhang, J., Wu, Z., Li, T., Xu, W., & Sun, H. (2020). Experimental study and application of dolomite aeration oxidation filter bed for the treatment of acid mine drainage. *Minerals Engineering*, *157*, 106560. https://doi.org/10.1016/j.mineng.2020.106560

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Costello, C. (2003). *Acid Mine Drainage : Innovative Treatment Technologies*. U.S. Environmental Protection Agency. https://clu-in.org/download/studentpapers/costello_amd.pdf

Drapeau, C., Delolme, C., Vézin, C., Blanc, D., Baumgartl, Thomas Edraki, M., & Lassabatere, L. (2021). ANC–BNC Titrations and Geochemical Modeling for Characterizing Calcareous and Siliceous Mining Waste. *Minerals*, *11*(257), 1–15. https://doi.org/https://doi.org/10.3390/min11030257

du Plessis, C. A., Lambert, H., Gärtner, R. S., Ingram, K., Slabbert, W., & Eksteen, J. J. (2021). Lime use in gold processing – A review. *Minerals Engineering*, *174*. https://doi.org/10.1016/j.mineng.2021.107231

Elamraoui, L., Elghali, A., Fashae, O. A., & Benzaazoua, M. (2024). Science of the Total Environment Harnessing phosphate limestone waste as a cost-effective solution for acid mine drainage treatment. *Science of the Total Environment*, *949*, 175188. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175188

Fernández-Rojo, L., Casiot, C., Laroche, E., Tardy, V., Bruneel, O., Delpoux, S., Désoeuvre, A., Grapin, G., Savignac, J., Boisson, J., Morin, G., Battaglia-Brunet, F., Joulian, C., & Héry, M. (2019). A fi eld-pilot for passive bioremediation of As-rich acid mine drainage. *Journal of Environmental Management*, *232*, 910–918. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.116

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ferreira, R. A., Pereira, M. F., Magalhães, J. P., Maurício, A. M., Caçador, I., & Martins-Dias, S. (2021). Assessing local acid mine drainage impacts on natural regeneration-revegetation of São Domingos mine (Portugal) using a mineralogical, biochemical and textural approach. *Science of the Total Environment*, *755*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142825

Foudhaili, T., Lefebvre, O., Coudert, L., & Neculita, C. M. (2020). Sulfate removal from mine drainage by electrocoagulation as a stand-alone treatment or polishing step. *Minerals Engineering*, *152*, 106337. https://doi.org/10.1016/j.mineng.2020.106337

Galhardi, J. A., & Bonotto, D. M. (2016). Hydrogeochemical features of surface water and groundwater contaminated with acid mine drainage (AMD) in coal mining areas : a case study in southern Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, *1515*, 18911–18927. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7077-3

Garcia-Rios, M., Windt, L. De, Luquot, L., & Casiot, C. (2021). Modeling of microbial kinetics and mass transfer in bioreactors simulating the natural attenuation of arsenic and iron in acid mine drainage. *Journal of Hazardous Materials*, *405*, 124133. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124133

Goetz, E. R., & Riefler, R. G. (2014). Performance of steel slag leach beds in acid mine drainage treatment. *Chemical Engineering Journal*, *240*, 579–588. https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.10.080

Halim, M. S. M., Ibrahim, A. H., Izhar, T. N. T., Ismail, S., & Jaafar, Z. F. M. (2021). Iron removal and pH stabilization of synthetic acid mine drainage (AMD) using peat soil and limestone [Preprint]. *Research Square*. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-160406/v1

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ighalo, J. O., Kurniawan, S. B., Iwuozor, K. O., Aniagor, C. O., Ajala, O. J., Oba, S. N., Iwuchukwu, F. U., Ahmadi, S., & Igwegbe, C. A. (2022). A review of treatment technologies for the mitigation of the toxic environmental effects of acid mine drainage (AMD). *Process Safety and Environmental Protection*, *157*, 37–58. https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.11.008

Jamieson, H. E., Walker, S. R., & Parsons, M. B. (2015). Mineralogical characterization of mine waste. *Applied Geochemistry*, *57*, 85–105. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.12.014

Jarvis, A. P., Gandy, C. J., & Webb, J. A. (2023). Controls on the Generation and Geochemistry of Neutral Mine Drainage: Evidence from Force Crag Mine, Cumbria, UK. *Minerals*, *13*(592). https://doi.org/https://doi.org/10.3390/min13050592

Kruse, N. A., Mackey, A. L., Bowman, J. R., Brewster, K., & Riefler, R. G. (2012). Alkalinity production as an indicator of failure in steel slag leach beds treating acid mine drainage. *Environmental Earth Sciences*, *67*(5), 1389–1395. https://doi.org/10.1007/s12665-012-1583-5

Kumar, M., Seth, A., Singh, A. K., Rajput, M. S., & Sikandar, M. (2021). Remediation strategies for heavy metals contaminated ecosystem: A review. *Environmental and Sustainability Indicators*, *12*, 100155. https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100155

Kusi, J. K., Foli, G., Peasah, M. Y., & Akoto, O. (2024). Geochemical characterization of waste rock dump and its potential to predict acid mine drainage. *Scientific African*, *26*, e02350. https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2024.e02350

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Leiva, E., Cayazzo, M., & Torres, M. (2021). Real-Time Electrical Conductivity Monitoring and Correlation with Sulfate Release and Acid Mine Drainage Potential from a Gold / Silver Paste Tailing Storage. *Minerals*, *11*(1436). https://doi.org/10.3390/min11121436

Li, Y., Xu, Z., Ma, H., & Hursthouse, A. S. (2019). Removal of Manganese(II) from acid mine wastewater: A review of the challenges and opportunities with special emphasis on mn-oxidizing bacteria and microalgae. *Water (Switzerland)*, *11*(12). https://doi.org/10.3390/w11122493

Liñán Pérez, R. J., & Sánchez Chilón, K. L. (2023). Eficacia Del Hidróxido De Sodio E Hidróxido De Calcio En La Remoción De Cobre Y Hierro En Las Aguas Del Drenaje Ácido De Mina, Algamarca 2023. *Universidad Privada Antonio Guillermo Urrelo*.

Luís, A. T., Córdoba, F., Antunes, C., Loayza-Muro, R., Grande, J. A., Silva, B., Diaz-Curiel, J., & Da Silva, E. F. (2022). Extremely acidic eukaryotic (Micro) organisms: Life in acid mine drainage polluted environments—mini-review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *19*(1). https://doi.org/10.3390/ijerph19010376

Luo, C., Routh, J., Dario, M., Sarkar, S., Wei, L., Luo, D., & Liu, Y. (2020). Science of the Total Environment Distribution and mobilization of heavy metals at an acid mine drainage affected region in South China , a post-remediation study. *Science of the Total Environment*, *724*, 138122. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138122

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Mamelkina, M. A., Tuunila, R., Sillänpää, M., & Häkkinen, A. (2019). Systematic study on sulfate removal from mining waters by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*, *216*, 43–50. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.01.056

Masindi, V., Foteinis, S., Renforth, P., Ndiritu, J., Maree, J. P., Tekere, M., & Chatzisymeon, E. (2022). Challenges and avenues for acid mine drainage treatment, beneficiation, and valorisation in circular economy: A review. *Ecological Engineering*, *183*, 106740. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106740

Na, H., Eom, Y., Yoo, K., & Diaz Alorro, R. (2024). A review on the reprocessing of sulfide tailings for resource recovery and AMD prevention using mineral processing methods. *Minerals Engineering*, *218*, 109025. https://doi.org/10.1016/j.mineng.2024.109025

Naghoum, I., Edahbi, M., Melián, J. A. H., Doña Rodriguez, J. M., Durães, N., Pascual, B. A., & Salmoun, F. (2025). Passive treatment of acid mine drainage effluents using constructed wetlands: Case of an abandoned iron mine, Morocco. *Water*, *17*(5), Article 687. https://doi.org/10.3390/w17050687

Nariyan, E., Sillanpää, M., & Wolkersdorfer, C. (2017). Electrocoagulation treatment of mine water from the deepest working European metal mine – Performance, isotherm and kinetic studies. *Separation and Purification Technology*, *177*, 363–373. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.12.042

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Nariyan, E., Wolkersdorfer, C., & Sillanpää, M. (2018). Sulfate removal from acid mine water from the deepest active European mine by precipitation and various electrocoagulation configurations. *Journal of Environmental Management*, *227*, 162–171. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.095

Nordstrom, D. K. (2020). Geochemical Modeling of Iron and Aluminum Precipitation during Mixing and Neutralization of Acid Mine Drainage. *Minerals*, *10*(547), 1–12. https://doi.org/10.3390/min10060547

Ojonimi, T. I., Okeme, I. C., Phiri-Chanda, T., & Ameh, E. G. (2021). Acid mine drainage (AMD) contamination in coal mines and the need for extensive prediction and remediation: a review. *Journal of Degraded and Mining Lands Management*, *9*(1), 3129–3136. https://doi.org/10.15243/jdmlm.2021.091.3129

Othman, A., Mamat, C. R., Ibrahim, I., & Mohd Rozi, M. S. (2023). The Mixture of Limes in Acid Mine Drainage Treatment. *Malaysian Journal of Fundamental and Applied Sciences*, *19*(4), 668–678. https://doi.org/10.11113/mjfas.v19n4.2759

Ouakibi, O., Hakkou, R., & Benzaazoua, M. (2014). Phosphate Carbonated Wastes Used as Drains for Acidic Mine Drainage Passive Treatment. *Procedia Engineering*, *83*(212), 407–414. https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.09.049

Papaslioti, E.-M., Giampouras, M., Sánchez-López, Laura Basallote, M. D., Freydier, R., & Cánovas, Carlos Ruiz Pérez-López, R. (2024). Temporal dynamics of contaminants in an estuarine system affected by acid mine drainage discharges. *Science of the Total Environment*, *947*, 174683. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174683

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Park, S. M., Shin, S. Y., Yang, J. S., Ji, S. W., & Baek, K. (2015). Selective Recovery of Dissolved Metals from Mine Drainage Using Electrochemical Reactions. *Electrochimica Acta*, *181*, 248–254. https://doi.org/10.1016/j.electacta.2015.03.085

Pérez Falcón, J., Ruiz Castro, A., & Aramburú Rojas, V. (2020). Reducción de contaminantes del Relave ácido de Mina en Planta Concentradora de Jangas, Perú. *Avances*, *22*(2), 1–10. https://www.pinar.cu/index.php/publicaciones/article/view/534

Pudi, A., Rezaei, M., Signorini, V., Andersson, M. P., Baschetti, M. G., & Mansouri, S. S. (2022). Hydrogen sulfide capture and removal technologies: A comprehensive review of recent developments and emerging trends. *Separation and Purification Technology*, *298*, 121448. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121448

Sherlock, E. J., Lawrence, R. W., & Poulin, R. (1995). On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals. *Environmental Geology*, *25*(1), 43–54. https://doi.org/10.1007/BF01061829

Simate, G. S. (2021). Chemistry of Acid Mine Drainage Formation. In *Acid Mine Drainage* (pp. 57–72). https://doi.org/10.1201/9780429401985-4

Stylianou, M., Montel, E., Zissimos, A., Christoforou, I., Dermentzis, K., & Agapiou, A. (2022). Removal of toxic metals and anions from acid mine drainage (AMD) by electrocoagulation: The case of North Mathiatis open cast mine. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, *29*, 100737. https://doi.org/10.1016/j.scp.2022.100737

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Sulistiyohadi, Y., Garniwa, I., Moersidik, S., & Muhammad, A. (2020). Acid Mine Drainage: Why Don't We Look at It as Energy?. *AIP Conference Proceedings*, *2223*(1), 050002. https://doi.org/10.1063/5.0000911

Syah, M., Rosnelly, C. M., Pontas, K., Supardan, M. D., & Syaubari. (2024). Dolomite nanoparticle mineral adsorbent as adsorption of iron metal in synthetic mine acid water. *AIP Conference Proceedings*, *3082*(1), 40003. https://doi.org/10.1063/5.0201678

Umasi Olarte, E. (2019). *Evaluación de la eficiencia de humedales artificiales de flujo subsuperficial y flujo superficial con dos especies fitodepuradoras para la remoción de material orgánica de las aguas residuales domésticas - Juliaca, 2018* [Tesis de ingeniería, Universidad Peruana Unión]. Repositorio UPEU. https://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/5142

Wang, X., Di, J., Liang, B., Yang, Y., Dong, Y., & Wang, M. (2021). Study on treatment of acid mine drainage by nano zero-valent iron synergistic with SRB immobilized particles. *Environmental Engineering Research*, *26*(5), 200333. https://doi.org/10.4491/eer.2020.333

Wang, Z., Xu, Y., Zhang, Z., & Zhang, Y. (2021). Review: Acid mine drainage (AMD) in abandoned coal mines of Shanxi, China. *Water*, *13*(1), 8. https://doi.org/10.3390/w13010008

Wenbo, L., Qiyan, F., Haoqian, L., Di, C., & Xiangdong, L. (2021). Passive treatment test of acid mine drainage from an abandoned coal mine in Kaili Guizhou, China. *Water Science & Technology*, *84*(8), 1981–1996. https://doi.org/10.2166/wst.2021.405

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Wibowo, Y., Gusti Fadhilah, R., Syarifuddin, H., Maryani, A. T., & Putri, I. A. (2021). A Critical Review of Acid Mine Drainage Treatment. *Jurnal Presipitasi*, *18*(3), 524–535. https://doi.org/https://doi.org/10.14710/presipitasi.v18i3.524-535

Xu, Q., Yang, C., Wang, J., Wang, X. Q., Wang, S., Gao, Y., Chuai, X., Liu, B., & Yue, Z. (2022). Evolution of mineral phase in the chemical neutralization process of Mn dominated acid mine drainage under different aeration conditions. *Journal of Hazardous Materials Advances*, *7*, 100090. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100090

Zhao, P., Zhang, R., & Hu, M. (2024). Alkaline Chemical Neutralization to Treat Acid Mine Drainage with High Concentrations of Iron and Manganese. *Water*, *16*(6), 821. https://doi.org/10.3390/w16060821

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)