

**Uso de humedales de flujo subsuperficial con
Phragmites australis como alternativa de
biorremediación de fuentes superficiales afectadas por
drenajes ácidos de minas de carbón**

**Using subsurface flow wetlands with *Phragmites
australis* as a bioremediation alternative for surface
sources affected by acid drainage from coal mines**

Jorge Antonio Silva-Leal¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2907-5490>

Ángela María Leal-Magón², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9071-8486>

Juan Pablo Arismendi-Henao³

Andrea Pérez-Vidal⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6989-0441>

¹Profesor titular, Universidad Santiago de Cali, Facultad de Ingeniería, Grupo de Investigación en Ingeniería Electrónica, Industrial y Ambiental (GIEIAM), Cali, Colombia, jorge.silva04@usc.edu.co

²Universidad Santiago de Cali, Facultad de Ingeniería, Cali, Colombia,
angelam.lealmagon912@gmail.com

³Universidad Santiago de Cali, Facultad de Ingeniería, Cali, Colombia,
arismendi.94@hotmail.com

⁴Profesor titular, Universidad Santiago de Cali, Facultad de Ingeniería,
Grupo de Investigación en Ingeniería Electrónica, Industrial y Ambiental
(GIEIAM), Cali, Colombia, andrea.perez00@usc.edu.co

Autora para correspondencia: Andrea Pérez-Vidal,
andrea.perez00@usc.edu.co

Resumen

La minería genera impactos ambientales como drenajes ácidos de minas (DAM). El río Cali es uno de los principales recursos hídricos de la ciudad de Santiago de Cali, Colombia, y está afectado por los drenajes procedentes de minas abandonadas que llegan a través de la quebrada Las Minas. Como alternativas de biorremediación se evaluó el uso de humedales de flujo subsuperficial, además de piedra caliza como pretratamiento. La metodología de la investigación se estructuró en dos etapas: a) caracterización fisicoquímica del agua de la quebrada y b) operación de los sistemas de tratamiento. Se evaluaron cuatro sistemas: 1) humedal con especie vegetal (H1); 2) piedra caliza + H1 (PC + H1); 3) humedal sin especie vegetal (H2), y 4) piedra caliza + H2 (PC + H2). Los resultados mostraron que el agua de la quebrada Las Minas presenta

características similares a DAM (pH: 2.4-4.0 unidades; acidez: 1 303.2 mg/l \pm 139.2; hierro: 715.3 mg/l \pm 70.6; sulfatos: 1 134.5 mg/l \pm 314.6), y afecta al río Cali principalmente por el incremento del hierro, aluminio y presencia de precipitados de hidróxido férrico. Se observó que los sistemas de tratamiento que emplearon PC lograron mayores eficiencias; es recomendable la configuración PC + H1. Todos los sistemas lograron reducir la acidez del afluente en un rango promedio de 31 y 52 %, y se alcanzaron eficiencias de remoción promedio de hierro total entre 54 y 67 %; sulfatos entre 16 y 35 %; níquel entre 25 y 50 %, y aluminio entre 0 y 73 %. No se logró remover manganeso.

Palabras clave: drenaje ácido de mina, biorremediación, humedal construido, piedra caliza, tratamiento pasivo.

Abstract

Mining generates environmental impacts such as Acid Mine Drainage (AMD). The Cali River is one of the main water resources in the city of Santiago de Cali, Colombia and it is affected by drainage from abandoned mines, which reach the Cali River through the Las Minas brook. As bioremediation alternatives, the use of subsurface flow wetlands coupled with a limestone-based pretreatment was assessed in this study. The research methodology was structured in two stages: a) physicochemical monitoring of Las Minas brook waters, and b) treatment system operations. For these purposes, four systems were evaluated: 1) Wetlands with plants (WL1), 2) Limestone + WL1 (LS + WL1), 3) Wetlands without plants (WL2) and 4) Limestone + WL2 (LS + WL2). The

results revealed that the water from the Las Minas brook presents characteristics similar to AMD (pH: 2.4-4.0; acidity: $1\ 303.2\ \text{mg/l} \pm 139.2$; iron: $715.3\ \text{mg/50} \pm 70.6$; sulfate: $1\ 134.5\ \text{mg/l} \pm 314.6$) and affects the Cali River mainly owing to the increase in iron, aluminum, and the presence of ferric hydroxide precipitates. In addition, limestone-based treatment systems achieved greater efficiencies, and the LS + WL1 configuration is recommended. All systems were able to reduce the affluent acidity from 31 to 52 %. Furthermore, the average iron removal efficiencies achieved were between 54 and 67 %; sulfates between 16 and 35 %, nickel between 25 and 50 %, and aluminum between 0 and 73 %. However, manganese could not be removed.

Keywords: Acid mine drainage, bioremediation, constructed wetland, limestone, passive treatment.

Recibido: 06/11/2019

Aceptado: 23/11/2020

Introducción

En el mundo, la minería de carbón reporta una producción anual de 7 269 millones de toneladas. China es el país con mayor producción (44.6 %), seguido de India (9.7 %) y Estados Unidos (9.2 %). Países como Australia (29.2 %), Indonesia (27.7 %), Rusia (12.8 %) y Colombia (6.2 %) representan los principales exportadores de carbón en el mundo (IEA, 2018).

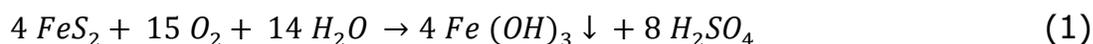
En Colombia, la participación de la minería en el desarrollo económico y social del país se refleja en el aporte al Producto Interno Bruto (PIB) (DANE, 2018; ACM, 2018) y la generación de recursos de regalías con un aporte de más de 2.5 billones de pesos, contribuciones que se convierten en obras de infraestructura y beneficios para las diferentes regiones del país (ANM, 2019).

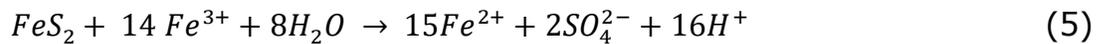
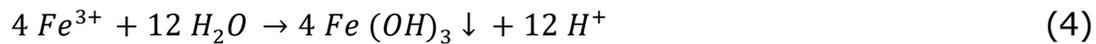
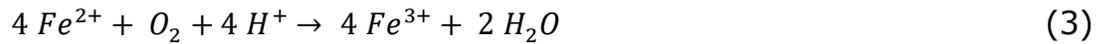
Aunque las actividades mineras generan beneficios económicos, también traen consigo graves impactos ambientales. Los drenajes ácidos de minas (DAM) son unos de los problemas más relevantes en el ámbito mundial, que se asocian tanto con minas activas como minas con abandonadas o mal clausuradas (Kefeni, Msagati, & Mamba, 2017; Pat-Espadas, Loredo-Portales, Amabilis-Sosa, Gómez, & Vidal, 2018; Naidu *et al.*, 2019). Estas últimas pueden continuar generando DAM de forma perpetua por la exposición de material sulfuroso sobre la superficie, liberando iones metálicos y ácido sulfúrico en el ambiente (Sheoran & Sheroran, 2006; Obrique-Contreras Pérez-Flores, Gutiérrez, & Chávez-Crooker, 2015; Kefeni *et al.*, 2017; Skousen, Ziemkiewicz, & McDonald, 2019).

Los DAM generan pérdida de la biodiversidad, acumulación de sustancias tóxicas en las raíces de las plantas, alteración de hábitats por precipitados metálicos, alteraciones del ciclo de nutrientes, contaminación de fuentes hídricas superficiales y subterráneas, desviación de cauces naturales de los ríos, deforestación, contaminación de suelos e impacto visual, entre otros (Skousen *et al.*, 2019; Naidu *et al.*, 2019).

La formación de DAM surge a partir de la exposición a la atmósfera de la pirita y otros minerales de sulfuro que en presencia de oxígeno, bacterias oxidantes y agua oxidan estos materiales ocasionando la formación de sulfatos, y la liberación de ácido sulfúrico y diferentes metales pesados (Fe, Co, Pb, Ni, Mn, Cd, Al, Cu, Zn) (Pat-Espadas *et al.*, 2018; Moodley, Sheridan, Kappelmeyer & Akcil, 2018; Kefeni *et al.*, 2017). En general, los DAM pueden presentar bajo pH, alta acidez y elevada concentración de hierro, sulfatos y metales pesados, los cuales dependerán de los depósitos de minerales que los originan (Akcil & Koldas, 2006; Sheoran & Sheoran, 2006).

La transformación química de la pirita (FeS₂) para formar DAM puede simplificarse a través de las siguientes reacciones, donde se origina el hidróxido férrico (Fe(OH)₃) conocido como "yellow boy" (Gaikwad & Gupta, 2007):





La generación de DAM surge cuando la pirita queda expuesta y reacciona con el oxígeno, generando hidróxido férrico y ácido sulfúrico (Ecuación (1)). El sulfuro se oxida en sulfato, liberando hierro ferroso (Fe^{2+}) (Ecuación (2)), debido a esto se presenta una conversión de Fe^{2+} en hierro férrico (Fe^{3+}) (Ecuación (3)) bajo valores ácidos de pH. La hidrólisis del hierro y otros metales ocurre en la cuarta reacción, ocasionando la precipitación de varios metales (Ecuación (4)). Finalmente, en la última reacción surge la oxidación de la pirita y de elementos traza debido al hierro férrico (Ecuación (5)). Cabe mencionar que la formación del precipitado de hidróxido férrico depende del pH y sólo se formará si el pH es superior de 3.5. La producción de DAM es cíclica y autopropagada; la reacción finaliza hasta que Fe^{3+} y los metales se agoten (Gaikwad & Gupta, 2007).

El tratamiento de los DAM puede realizarse mediante tratamientos activos y/o pasivos. El tratamiento activo incluye la adición de productos químicos alcalinos como $Ca(OH)_2$, CaO , $NaOH$, Na_2CO_3 y NH_3 , pero puede

resultar costoso y requerir de equipos e instalaciones de dosificación que por lo general deberán operar por décadas (Skousen *et al.*, 2019). El tratamiento pasivo es de bajo costo operativo y de mantenimiento, e incluye humedales de flujo superficial y subsuperficial, drenaje anóxico de piedra caliza, humedales de flujo vertical, canales abiertos o lechos con piedra caliza (Sheoran & Sheoran, 2006; Moodley *et al.*, 2018; Pat-Espadas *et al.*, 2018; Skousen *et al.*, 2019), además de ser el tratamiento más apropiado en minas abandonadas o remotas en las que aún persiste el flujo de DAM (Clyde, Champagne, Jamieson, Gorman, & Sourial, 2016).

Diferentes estudios han mostrado la viabilidad del tratamiento de DAM usando medios alcalinos (Shim *et al.*, 2015; Tolonen, Sarpola, Hu, Rämö, & Lassi, 2014; Labastida *et al.*, 2019); la piedra caliza es una de las fuentes de alcalinidad menos costosa y con un potencial de neutralización entre 75 y 100 % (Skousen *et al.*, 2019).

En cuanto al uso de humedales, es una tecnología de biorremediación que puede ser empleada a largo plazo, y cuya eficiencia dependerá de factores como las características químicas de los DAM, el grado de acidez, la concentración de metales tóxicos y la combinación del medio de soporte con materiales orgánicos (Pat-Espadas *et al.*, 2018; Sekarjannah, Wardoyo, & Ratih, 2019).

Estos sistemas conforman un consorcio microorganismos-planta que promueven procesos de oxidación bacteriana, fijación de elementos traza, precipitación y absorción de metales como hierro, manganeso, arsénico, aluminio, cobre, zinc, cadmio, selenio, níquel y plomo (Johnson & Halberg, 2005b; Pozo-Antonio, Puente, Lagüela, & Veiga, 2017; Pat-

Espadas *et al.*, 2018). Se han reportado eficiencias de remoción de hierro entre 67 y 98.4 %; de Zn entre 79 y 98 %; de Cu entre 10 y 92 %; de Mn de 98.4 %; de Al de 98 %; de Ni de 88.5 %, y de Pb de 90 % (Nyquist & Greger, 2009; Pat-Espadas *et al.*, 2018).

El uso combinado de humedales y tratamiento químico con piedra caliza también ha sido evaluado por algunos autores, quienes han reportado eficiencias de remoción de metales (Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn y Ni) hasta del 99 %; de zinc del orden del 67.5 %; 60% de sulfatos, e incrementos de pH de 2.6 unidades hasta 9.5 unidades (Lagos & Geo, 2011; Tolonen *et al.*, 2014; Gandy, Davis, Orme, Potter, & Jarvis, 2016), lo que resulta en una potencial opción para neutralizar la acidez de los DAM, reducir los sulfatos y eliminar metales disueltos (Mayes *et al.*, 2009; Kefeni *et al.*, 2017).

En la ciudad de Santiago de Cali, Colombia, el río Cali es uno de sus principales recursos hídricos y paisajísticos; es usado como fuente de abastecimiento del 17.1 % de la población (aproximadamente 500 000 habitantes), y corredor ecológico y turístico de la ciudad. En la actualidad se encuentra impactado por la quebrada Las Minas, la cual recibe por escorrentía e infiltración los drenajes ácidos procedentes de minas de carbón abandonadas. Cabe mencionar que se desconoce el grado de afectación de la calidad del agua de la quebrada y no se cuenta con caracterizaciones fisicoquímicas de la misma, por lo tanto, los resultados de esta investigación resultan de gran interés para la comunidad y las entidades ambientales reguladoras.

Con esta investigación se identificaron las principales variables fisicoquímicas que afectan la calidad del agua de la quebrada Las Minas, y se evaluó como alternativa de biorremediación el tratamiento pasivo usando piedra caliza y humedales de flujo subsuperficial para mitigar el impacto ocasionado por los DAM (Lañas & Cuenca, 2018).

Materiales y métodos

La zona de estudio se delimitó sobre la margen izquierda del río Cali, en el punto de descarga de la quebrada Las Minas, con coordenadas $3^{\circ} 27' 15.36''$ N y $76^{\circ} 32' 48.12''$ O en la ciudad de Santiago de Cali, Colombia (ver Figura 1). La metodología se estructuró en dos etapas: 1) caracterización fisicoquímica del agua de la quebrada Las Minas, y 2) puesta en marcha y operación de los sistemas de tratamiento.



Figura 1. Esquema de ubicación de la zona de estudio y puntos de muestreo de calidad de agua.

Caracterización fisicoquímica del agua de la quebrada Las Minas

Se realizaron dos jornadas de muestreo compuesto a 24 horas y bajo condiciones climáticas diferentes durante el año 2018; el primer muestreo se realizó en época seca con un episodio puntual de lluvia y el segundo en época de transición con presencia de lluvias. Se monitoreó el agua de la quebrada Las Minas (punto 1), y el agua del río Cali antes de la descarga de la quebrada (punto 2) y después de la descarga (punto 3) (ver Figura 1).

Durante los muestreos se aforó volumétricamente el caudal de la quebrada y se midieron *in situ* el pH (SM 4500-H+B), temperatura (SM 2550 B) y conductividad (SM 510B) siguiendo el Standard Methods (SM) (APHA, AWWA, & WEF, 2012). Se tomaron muestras para la medición de variables fisicoquímicas como demanda química de oxígeno (SM 5220C); demanda bioquímica de oxígeno (SM 5210B); sólidos totales, suspendidos, disueltos y sedimentables (SM 2540B-SM2540D-SM2440F); alcalinidad total (SM2320B); acidez (SM 2310B); nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno amoniacal, nitratos, nitritos, cloruros, boro, fósforo total y sulfatos (SM 4500); potasio, sodio, hierro total, cadmio, cobre, plomo,

manganeso y magnesio (SM3111B); calcio y aluminio (SM3111D); mercurio (SM3112B); cromo (SM3111D), y arsénico (SM3114C).

Puesta en marcha y operación de los sistemas de tratamiento

A partir de los resultados obtenidos con la caracterización fisicoquímica del agua de la quebrada Las Minas se identificaron las variables fisicoquímicas presentes en mayor concentración, las cuales se seleccionaron como variables de respuesta para la evaluación de los sistemas de tratamiento.

Se evaluaron dos configuraciones de tratamiento: la primera consistió en un humedal de flujo subsuperficial y la segunda consistió en el uso combinado de piedra caliza seguido del humedal de flujo subsuperficial. Adicionalmente, se conformaron dos tratamientos control con el fin de determinar el efecto de la piedra caliza y la especie vegetal sobre la eficiencia de los sistemas. La Tabla 1 describe las unidades experimentales. Se destaca que los humedales operaron con dirección de flujo horizontal.

Tabla 1. Descripción de unidades experimentales.

Unidad experimental	Sigla	Descripción	Volumen útil total*
Tratamiento 1	H1	Humedal de flujo subsuperficial con plantas (<i>Phragmites australis</i>)	120 litros
Tratamiento 2	PC + H1	Piedra caliza + humedal de flujo subsuperficial con plantas (<i>Phragmites australis</i>)	180 litros
Control 1	H2	Humedal de flujo subsuperficial sin plantas	120 litros
Control 2	PC + H2	Piedra caliza + humedal de flujo subsuperficial sin plantas	180 litros

*Dimensión útil del humedal: longitud: 0.80 m; ancho: 0.3 m; altura: 0.5 m.

En los humedales con plantas se empleó *Phragmites australis* como especie vegetal por su alta resistencia a bajos valores de pH (Mayes *et al.*, 2009; Guo, Ott, & Cutright, 2014) y se sembraron seis plantas de una altura media de 60 cm por cada humedal. En todas las unidades experimentales se empleó como material de soporte un lecho de grava de 4 cm de altura y diámetro medio de 2 a 3 cm dispuesto en el fondo de la unidad y un lecho de balastro (arena de río) de aproximadamente 46 cm con diámetro medio de 0.05 a 0.5 cm.

Las unidades de tratamiento con piedra caliza operaron con un tiempo retención hidráulico (TRH) de 17 horas (Watzlaf, Schroeder, Kleinmann, Kairies, & Nairn, 2004) y un volumen útil de 60 litros. La granulometría de la piedra caliza osciló entre 1 y 2 pulgadas. Respecto a los humedales, operaron con TRH de dos días (Fernando, Ilankoon, Syed, & Yellishetty, 2018) y volumen útil de 120 litros.

La Figura 2 muestra un esquema del montaje experimental y descripción de los sistemas de tratamiento, donde se detalla que se contó con un tanque de almacenamiento de 500 litros, el cual permitió operar los sistemas de tratamiento en flujo continuo. El agua cruda o afluente a los sistemas era recolectada en la quebrada Las Minas cada dos días y transportada en recipientes plásticos de 20 litros hasta el tanque de almacenamiento.

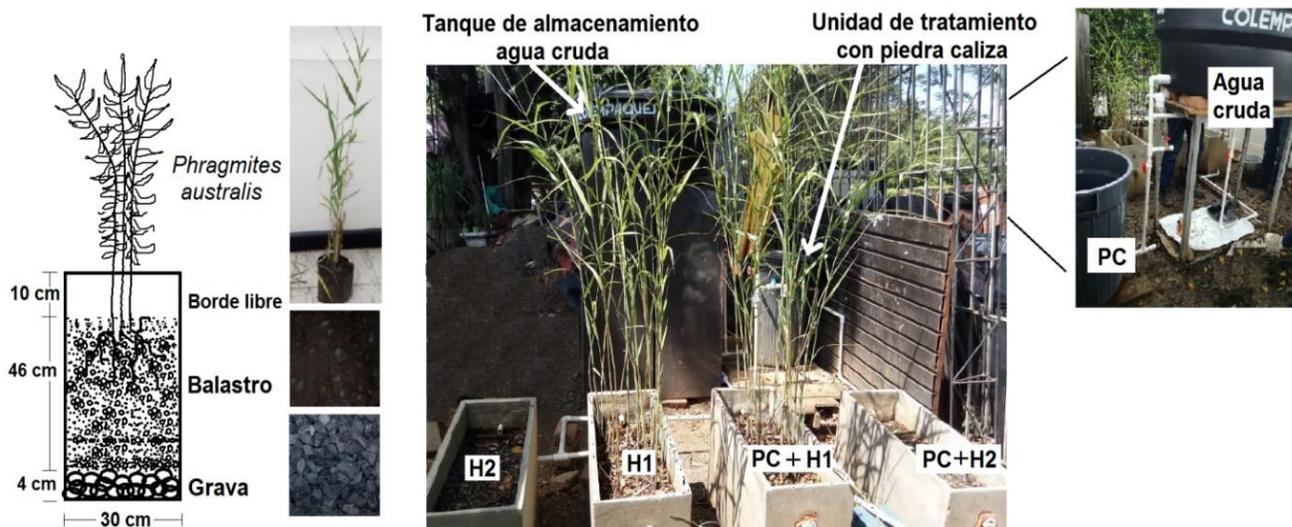


Figura 2. Esquema del montaje experimental.

Teniendo en cuenta que las plantas sembradas tenían un tamaño adecuado y que los datos recolectados durante seis meses de operación resultaron suficientes para realizar el análisis comparativo del desempeño de los sistemas, la operación de los mismos tuvo una duración de 180 días. En este periodo de tiempo se midieron tres veces por semana variables como pH (SM 4500-H+B), conductividad (SM 510B) y acidez total (SM231). Una vez por semana se midieron variables como sólidos totales, suspendidos y disueltos (SM 2540B-SM2540D); sulfatos (SM 4500); hierro total (SM3111B); Fe^{+3} (SM3111D); Fe^{+2} (diferencia Fe total - Fe^{+3}); níquel (SM3113D); manganeso (SM3111B), y aluminio (SM3111D) (APHA *et al.*, 2012).

Resultados y discusión

Caracterización fisicoquímica de la quebrada Las Minas

La Tabla 2 sintetiza los resultados obtenidos durante las jornadas de muestreo y caracterización en los tres puntos de monitoreo. El caudal promedio aforado en la quebrada Las Minas fue de 1.9 l/s para el primer muestreo y 2.0 l/s para el segundo.

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica del agua de la quebrada Las Minas.

Variable	Unidad	Jornada 1*: punto de muestreo			Jornada 2**: punto de muestreo			Valores reportados para DAM
		Quebrada Las Minas	Río Cali antes de la quebrada Las Minas	Río Cali después de la quebrada Las Minas	Quebrada Las Minas	Río Cali antes de la quebrada Las Minas	Río Cali después de la quebrada Las Minas	
pH	-	1.6-3.3	7.3-7.9	6.9-7.8	3.8-4.4	6.2-7.9	6.1 - 7.7	0.5 - 5.0 ^{(1) (2)} (3) (4) (5)
Conductividad	µs/cm	2 610-2 730	231-363	175-406	1 940-2 510	190 - 380	120 - 280	1 400 - 2 405 (1) (5)
Temperatura	°C	18.9-25.8	18.5-25.9	18.3-24.1	18.4-25.4	18.5-24.7	18.3-24.7	-
Acidez	mg/l CaCO ₃	\	\	\	288	< 20	< 20	-
Alcalinidad total	mg/l	< 10.0	101.36	85.34	< 10.0	56.05	45.92	-
DQO	mg/l	<2.0	7.73	<2.0	<2.0	3.41	2.51	-
DBO ₅	mg/l	<2.0	3.71	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	4.25 ⁽²⁾
Sólidos totales	mg/l	3 105	350	325	3 435	165	1 300	1 347 ⁽⁵⁾
Sólidos disueltos totales	mg/l	3 025	180	170	3 374	142	1 271	1 347 ⁽⁵⁾
Sólidos	mg/l	0.8	0.9	0.1	<0.1	0.3	0.8	-

sedimentables								
Sólidos suspendidos Totales	mg/l	170	155	80.0	23	28	61.0	-
Nitrógeno total	mg/l	< 5.0	12.42	< 5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0	-
Nitrógeno amoniacal	mg/l	< 0.5	< 0.5	< 0.5	2.33	0.78	0.56	-
Nitratos	mg/l	1.2	4.67	4.01	0.89	1.53	1.18	-
Nitritos	mg/l	0.016	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015	-
Fósforo total	mg/l	100.67	37.29	39.26	1.3	0.37	0.36	-
Sulfatos	mg/l	1 745	41.9	23.63	1 755	< 5.0	< 5.0	500 – 7 532 ⁽²⁾ (3) (4) (5) (6)
Hierro total	mg/l	55.4	3.28	5.13	1.53	0.43	0.47	2.6 – 1 052 ⁽¹⁾ (2) (3) (4)
Potasio	mg/l	2.8	1.55	1.19	3.23	3.43	1.84	3 – 32 ^{(1) (3)}
Sodio	mg/l	12.12	8.45	6.1	11.86	6.15	3.57	14 ^{(1) (4)}
Calcio	mg/l	297.5	166.2	181	49.83	12.7	9.22	1 – 4 ⁽³⁾
Magnesio	mg/l	71.35	14.06	11.63	93.4	8.06	5.85	385 ⁽³⁾ 392 ⁽⁴⁾
Manganeso	mg/l	11.28	< 0.01	< 0.01	13.08	0.01	< 0.01	0.02 – 998 ⁽¹⁾ (3) (4) (5)
Cloruros	mg/l	8.74	8.74	3.89	14.43	6.32	4.05	32.2 ⁽¹⁾
Aluminio	mg/l	9.59	0.81	2.66	0.15	0.21	0.23	11.3 – 532 ⁽¹⁾ (2) (3) (4) (5)
Boro	mg/l	<0.137	<0.137	<0.137	<0.5	<0.5	<0.5	-
Arsénico	mg/l	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	1 257 ⁽⁴⁾
Cadmio	mg/l	<0.006	<0.006	<0.006	<0.006	<0.006	<0.006	362 ⁽⁴⁾
Cobre	mg/l	0.02	0.02	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	0.03–1.44 ⁽²⁾
Cromo	mg/l	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	-

Mercurio	mg/l	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	-
Níquel	mg/l	0.24	0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.388 – 96 ⁽²⁾ (4)
Plomo	mg/l	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01 – 130 ⁽²⁾ (3) (4)

* Época seca con un episodio puntual de lluvia.

** Época de transición con presencia de lluvias. DAM: drenajes ácidos de minas.

(1) Batty y Younger (2004).

(2) Diversos autores citados por Pat-Espadas *et al.* (2018).

(3) Shim *et al.* (2015).

(4) Torres *et al.* (2018).

(5) Cadarin, Carissimi y Rubio (2007).

(6) Fernando *et al.* (2018).

El agua de la quebrada Las Minas presentó características ácidas con bajos valores de pH (1.6-4.4 unidades); alta conductividad (1 940-2 730 $\mu\text{s}/\text{cm}$), y elevada concentración de compuestos como sulfatos, sólidos disueltos totales (SDT), hierro, calcio, magnesio, manganeso, aluminio y níquel comparado con los datos medidos sobre el río Cali.

Los valores de pH, sulfatos, SDT, hierro y manganeso de la quebrada Las Minas evidencian el alto impacto ocasionado por los drenajes de minas abandonadas en la parte alta de la cuenca, presentando concentraciones similares a las reportadas para DAM (Johnson & Hallberg, 2005b; Kefeni *et al.*, 2017; Fernando *et al.*, 2018; Labastida *et al.*, 2019; Neculita & Rosa, 2019), las cuales se caracterizan por valores de pH entre 0.5 y 5.0, y concentración de sulfatos superiores a 400 mg/l (Pat-Espadas *et al.*, 2018).

Cabe mencionar que la presencia de hierro en el agua es una variable característica del agua ácida procedente de minas de carbón (Cadorin *et al.*, 2007); es probable que la principal forma presente del hierro en el agua de la quebrada Las Minas sea en forma de Fe^{3+} , que libera gran cantidad de acidez proporcionando las características ácidas de los DAM (Gaikwad & Gupta, 2007; Moodley *et al.*, 2017) y ratificando que su procedencia se debe a la exposición constante de pirita a la atmósfera debido a la clausura inadecuada de las minas.

Los resultados de DQO, DBO_5 y el bajo contenido de sustancias como sodio, cloruros, fósforo, nitrógeno, nitritos y nitratos reflejaron aportes mínimos de materia orgánica sobre la quebrada, lo cual indica ausencia de vertimientos de origen doméstico y predominio de contaminación de origen inorgánico asociada con los DAM.

Vale la pena resaltar que en Colombia la Resolución 631 de 2015 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015) precisa, entre otros, los límites permisibles que deben cumplir los vertimientos líquidos derivados del sector minero. Aunque esta norma no es aplicable a la quebrada Las Minas por tratarse de un cuerpo hídrico, se puede mencionar que la calidad del agua de la quebrada supera los límites establecidos para pH (6.0-9.0), hierro total (2.0 mg/l), sulfatos (1 200 mg/l) y sólidos suspendidos totales (50 mg/l).

La calidad química del agua del río Cali aguas abajo de la descarga de la quebrada Las Minas no se vio considerablemente afectada, presentando sólo incremento en variables como hierro y aluminio. Esto se debe a la gran capacidad de dilución del río Cali por el mayor caudal que

presenta (en promedio, 4 000 l/s) comparado con la quebrada (2 l/s). Sin embargo, la afectación sí se evidencia en el cambio del color del agua y las características estéticas del río Cali (ver Figura 3). Esta situación se debe a la formación de precipitados de hidróxido férrico (“yellowboy”) (Gaikwad & Gupta, 2007; Kefeni *et al.*, 2017) como resultado del incremento del pH del agua (> 3.5 unidades) y la presencia de oxígeno disuelto en el río Cali (6.8-7.03 mg/l) (DAGMA, 2018).

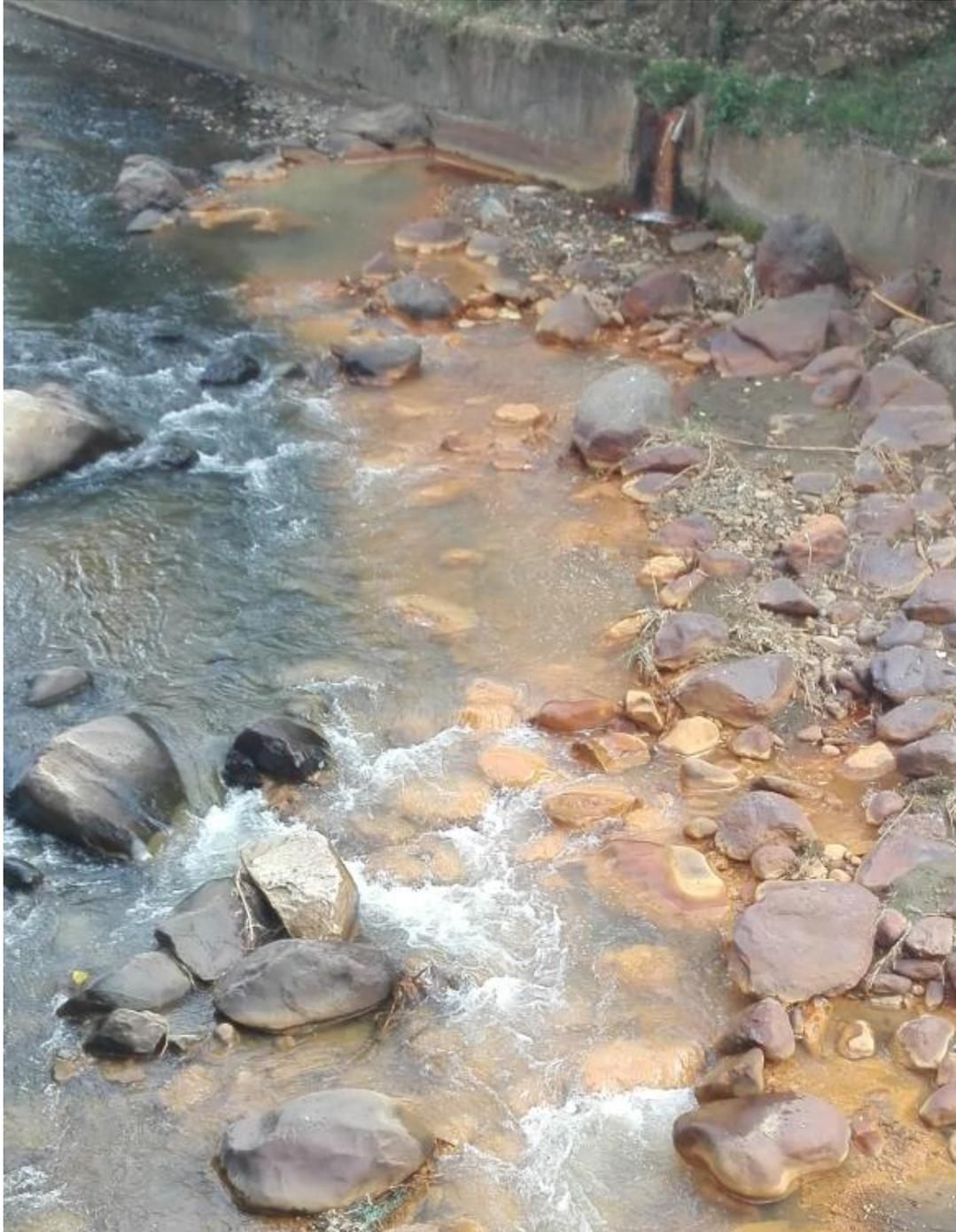


Figura 3. Cambio de coloración sobre el río Cali.

Los resultados de las jornadas de muestreo evidenciaron que la quebrada Las Minas está fuertemente afectada por la escorrentía e infiltración de drenajes ácidos procedentes de minas de carbón abandonadas, lo que permite concluir que el agua de la quebrada es similar a un DAM. Este grave impacto sobre la quebrada ha afectado los ecosistemas naturales provocando estrés y reduciendo la biodiversidad, limitando su uso como fuente de agua doméstica o industrial (Johnson & Hallberg, 2005a), además de los efectos directos sobre la calidad del agua del río Cali.

Puesta en marcha y operación de los sistemas de tratamiento

La Tabla 3 muestra las características promedio medidas en el agua cruda procedente de la quebrada Las Minas durante la operación de los sistemas de tratamiento.

Tabla 3. Variación de las características fisicoquímicas del agua cruda procedente de la quebrada Las Minas.

Variable	n	Unidades	Promedio ± desviación estándar	Mínimo	Máximo
pH	48	Unidades	-	2.38	4.02
Acidez total	41	mg/l	1 303.2 ± 139.2	960	1 620
Conductividad	48	µS/cm	1 890.41 ± 433.51	920	2 410
Sólidos totales	13	mg/l	3 211.7 ± 329.6	2 338	3 580
Sólidos disueltos totales	13	mg/l	3 026.3 ± 335.2	2 303	3 380
Sólidos suspendidos totales	13	mg/l	163.5 ± 140.7	5	418
Sulfatos	13	mg/l	1 134.5 ± 314.6	752	1 696
Hierro total	6	mg/l	715.3 ± 70.6	635	845
Fe ³⁺	13	mg/l	542 ± 110.0	362	750
Fe ²⁺	6	mg/l	124.3 ± 165.2	0	387
Níquel	13	mg/l	0.4 ± 0.06	0.25	0.48
Manganeso	13	mg/l	9.4 ± 1.17	7	11.1
Aluminio	13	mg/l	16.8 ± 1.69	12.2	17.9

n: número de muestras.

Las características del agua cruda fueron similares a las obtenidas durante las jornadas de muestreo, presentando bajo pH y elevado contenido de acidez, sulfatos, hierro, níquel, aluminio y manganeso, además de presentar sólidos principalmente en forma disuelta (94 %). La variación de estas características a lo largo del estudio ratifican su gran similitud con los drenajes ácidos de minas generados por las reacciones de oxidación de la piritita y minerales de sulfuro (Gaikwad & Gupta, 2007).

Durante la operación de los sistemas de tratamiento se observó que tanto los tratamientos (H1 y PC + H1) como los controles (H2 y PC + H2) mejoraron las características de pH (mediana: 3.17 unidades) y acidez (mediana: 1 310 mg/l) del agua cruda, como se muestra en la Figura 4.

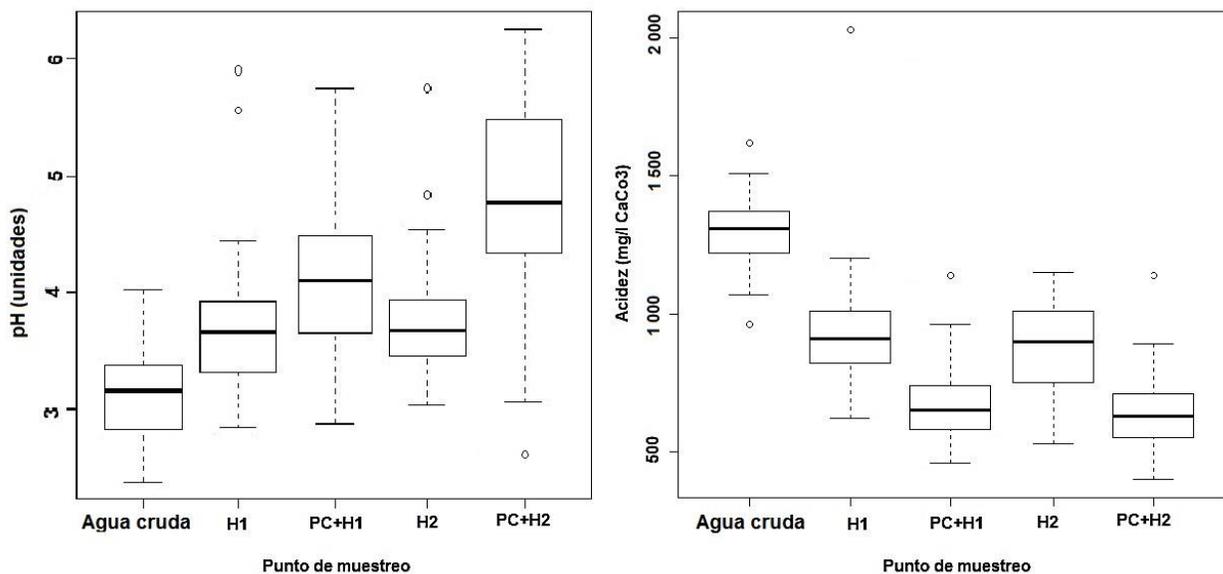


Figura 4. Variación del pH y la acidez durante el seguimiento de los sistemas de tratamiento.

Aunque el tratamiento H1 (humedal con plantas) logró mejorar las características del efluente tratado incrementando ligeramente el pH (mediana: 3.7; máximo: 4.4) y reduciendo la acidez (mediana: 910 mg/l) en un porcentaje medio del 31 %, no fue tan eficiente como los sistemas que emplearon piedra caliza PC (PC + H1 y PC + H2), los cuales alcanzaron valores máximos de pH de 5.7 (PC + H1) y 6.3 unidades (PC + H2), además de una reducción media de la acidez del 50 y 52 %, respectivamente. Esto pudo deberse a que la piedra caliza propicia el incremento del pH al reaccionar con la acidez del DAM, favoreciendo la formación de bicarbonato (Gandy *et al.*, 2016; Pat-Espadas *et al.*, 2018).

El comportamiento de H1 fue similar al control H2 (humedal sin plantas) y muestra que la especie vegetal no tuvo mayor efecto sobre estas variables, y probablemente al interior del medio de soporte se favorecieron fenómenos de adsorción y aporte de carbonatos debidos al material arcilloso presente en el balastro (Sheoran & Sheoran, 2006; Skousen *et al.*, 2019). Aunque las raíces de las plantas previenen la reducción del pH es posible que su efecto favorable se reduzca mientras las plantas crecen, lográndose percibir con un mayor tiempo de operación de los sistemas, ya que en este caso aparentemente dicho efecto fue opacado por el material de soporte (Nyquist & Greger, 2009; Pat-Espadas *et al.*, 2018).

Respecto a las demás variables de seguimiento, en la Tabla 4 se observan los resultados obtenidos durante la operación de los sistemas de tratamiento. La conductividad y concentración de sólidos (totales,

disueltos y suspendidos) presentaron reducciones similares en todos los sistemas. La conductividad disminuyó en promedio entre un 3 y 10 %; los sólidos totales y disueltos entre un 19 y 26 %, y los sólidos suspendidos entre 21 y 77 %.

Tabla 4. Resultados de las variables de seguimiento del sistema de tratamiento.

Variable	Unidades		Tratamiento		Control (sin planta)	
			H1	PC + H1	H2	PC + H2
Conductividad <i>n</i> = 48	μS/cm	Promedio	1 769.8	1 827.9	1 705.4	1 708.3
		Mín	1 040	1 040	950	970
		Máx	2 440	2 420	2 150	2 240
		D.S.	358.03	367.8	327.6	329.3
Sólidos totales <i>n</i> = 13	mg/l	Promedio	2 489.8	2 519.1	2 446.8	2 381.5
		Mín	1 220	1 290	1 400	1 094
		Máx	3 596	3 398	3 110	2 940
		D.S.	772.3	715.3	620.4	539.3
Sólidos disueltos totales	mg/l	Promedio	2 446.5	2 451.8	2 408.1	2 253.7
		Mín	1 210	1 269	1 380	1 910
		Máx	3 527	3 310	2 980	2 870

$n = 13$		D.S.	757.7	664.3	606.4	511.9
Sólidos suspendidos totales $n = 13$	mg/l	Promedio	44.1	76.3	37.4	129.3
		Mín	3	10	5	69
		Máx	290	296	132	234
		D.S.	76.01	76.7	40.7	48.7
Sulfatos $n = 13$	mg/l	Promedio	951	1 039.1	739.9	851.3
		Mín	259	447	237	480
		Máx	1 667	1 605	1 034	1 275
		D.S.	357.3	441.3	357.3	284.1
Fe ³⁺ $n = 13$	mg/l	Promedio	263.23	176.12	277	194.01
		Mín	109	86.6	113	42.08
		Máx	453	298	431	291
		D.S.	113.04	60.09	108.44	74.6
Fe ²⁺ $n = 6$	mg/l	Promedio	30.9	53.95	12.35	68.33
		Mín	0	0	0	0
		Máx	199	144	81	164
		D.S.	93.25	64.84	64.91	66.79
Hierro total $n = 6$	mg/l	Promedio	303.37	234.72	326.85	275
		Mín	79.2	42.3	87.1	207
		Máx	496	333	488	348

		D.S.	156.85	100.72	144.33	50.32
Níquel <i>n</i> = 13	mg/l	Promedio	0.3	0.3	0.3	0.2
		Mín	0.157	0.176	0.196	0.077
		Máx	0.473	0.398	0.41	0.346
		D.S.	0.102	0.063	0.079	0.079
Manganeso <i>n</i> = 13	mg/l	Promedio	10.81	12.12	11.3	10.16
		Mín	5.16	5.81	4.91	3.66
		Máx	16.5	18.5	18.4	14.7
		D.S.	3.43	3.53	4.01	2.94
Aluminio <i>n</i> = 13	mg/l	Promedio	23.5	11.9	20.2	4.49
		Mín	8.47	4.03	9.76	0.18
		Máx	51.6	22.4	34.2	19.8
		D.S.	11.22	4.73	7.79	5.47

H1: humedal con plantas; PC+ H1: piedra caliza + humedal con plantas.

H2: humedal sin plantas; PC+H2: piedra caliza + humedal sin plantas.

En cuanto a la concentración de sulfatos, los sistemas de tratamiento removieron en promedio entre un 16 y 35 %, siendo un poco más eficientes los controles H2 y PC + H2. Se esperaba que el uso de piedra caliza contribuyera a incrementar las eficiencias de remoción de sulfatos por el incremento del pH y la alcalinidad (Nyquist & Greger, 2009), y por ser uno de los tratamientos convencionalmente empleados

para mejorar la remoción de sulfatos y precipitación de metales; sin embargo, como lo indican Fernando *et al.* (2018), los métodos convencionales (cal, piedra caliza y humedales) no alcanzan las eficiencias esperadas, siendo recomendable evaluar otros procesos (p. ej., electrocoagulación, intercambio iónico, adsorción, precipitación o filtración).

Respecto a la variable hierro, que fue evaluada como hierro total, Fe^{3+} y Fe^{2+} , se encontró que predominaron las especies de ion férrico Fe^{3+} en todos los sistemas evaluados, posiblemente debido al incremento del pH (> 3.5 unidades), que contribuye a la formación del hidróxido férrico (Gaikwad & Gupta, 2007). Las concentraciones de hierro en los efluentes tratados mostraron remociones promedio de hierro total entre 54 y 67 %, y para las especies de Fe^{2+} entre 45 y 90 %, y Fe^{3+} entre 49 y 67 %. La Figura 5 detalla el comportamiento de la especie predominante de Fe^{3+} en el agua cruda y los efluentes tratados a lo largo del estudio.

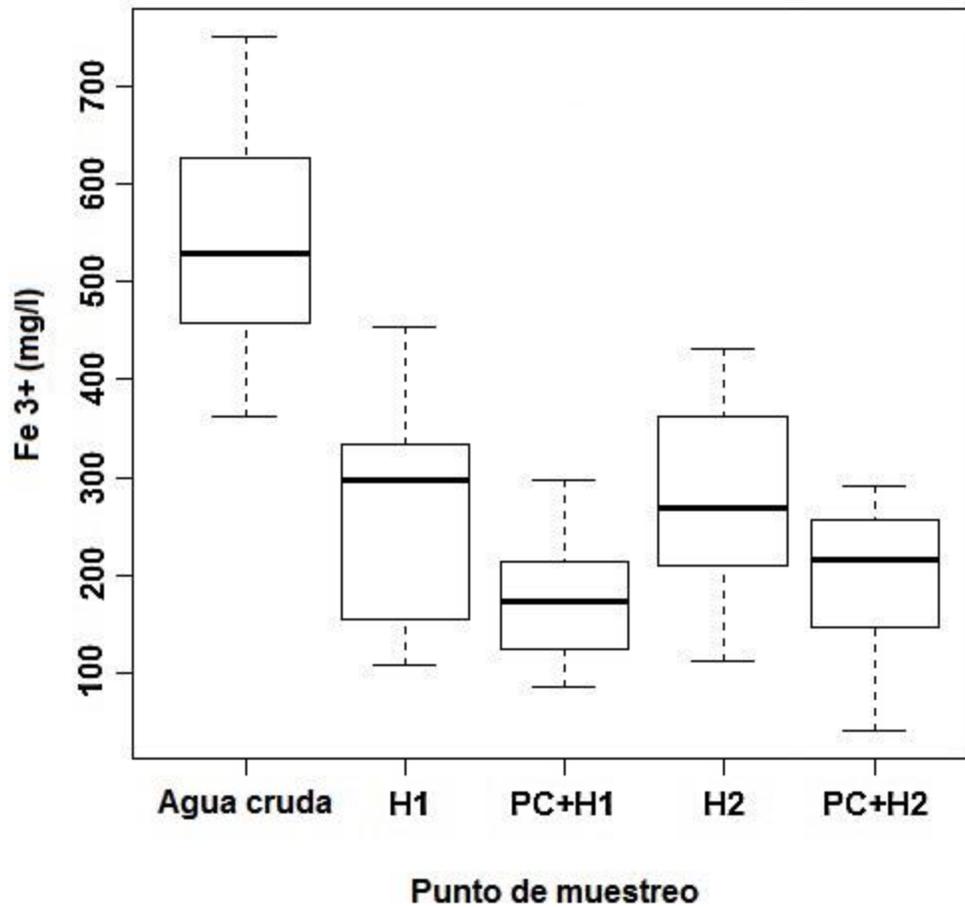


Figura 5. Variación de la especie predominante de hierro (Fe^{3+}) durante la operación de los sistemas de tratamiento.

Se observó que el tratamiento con mejor desempeño en la remoción de hierro fue el PC + H1 seguido del control PC + H2, lo cual indica que

el uso del pretratamiento con piedra caliza (PC) favoreció la precipitación del Fe^{3+} al incrementarse el pH; esto se vio reflejado en el revestimiento externo sobre la piedra caliza con precipitados de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Skousen *et al.*, 2019), que posteriormente pudieron ser removidos por procesos de sedimentación y filtración. El mejor desempeño alcanzado por el PC + H1 indica que posiblemente el uso de la especie vegetal contribuyó a mejorar las eficiencias de remoción de hierro a través de procesos de absorción (Sheoran & Sheoran, 2006).

En cuanto a la remoción de Ni, Al y Mn, las eficiencias de remoción fueron bajas para níquel y aluminio, y prácticamente nulas para manganeso. La Figura 6 muestra el comportamiento de estas variables a lo largo del estudio. Las mejores eficiencias de remoción se lograron con los sistemas que emplearon PC (Ni: 25-50 % y Al: 29-73 %), principalmente PC + H2; este comportamiento se debió posiblemente a que el control PC + H2 alcanzó los mayores valores de pH o se favorecieron procesos de remoción por coprecipitación con óxidos de hierro (Sheoran & Sheoran, 2006).

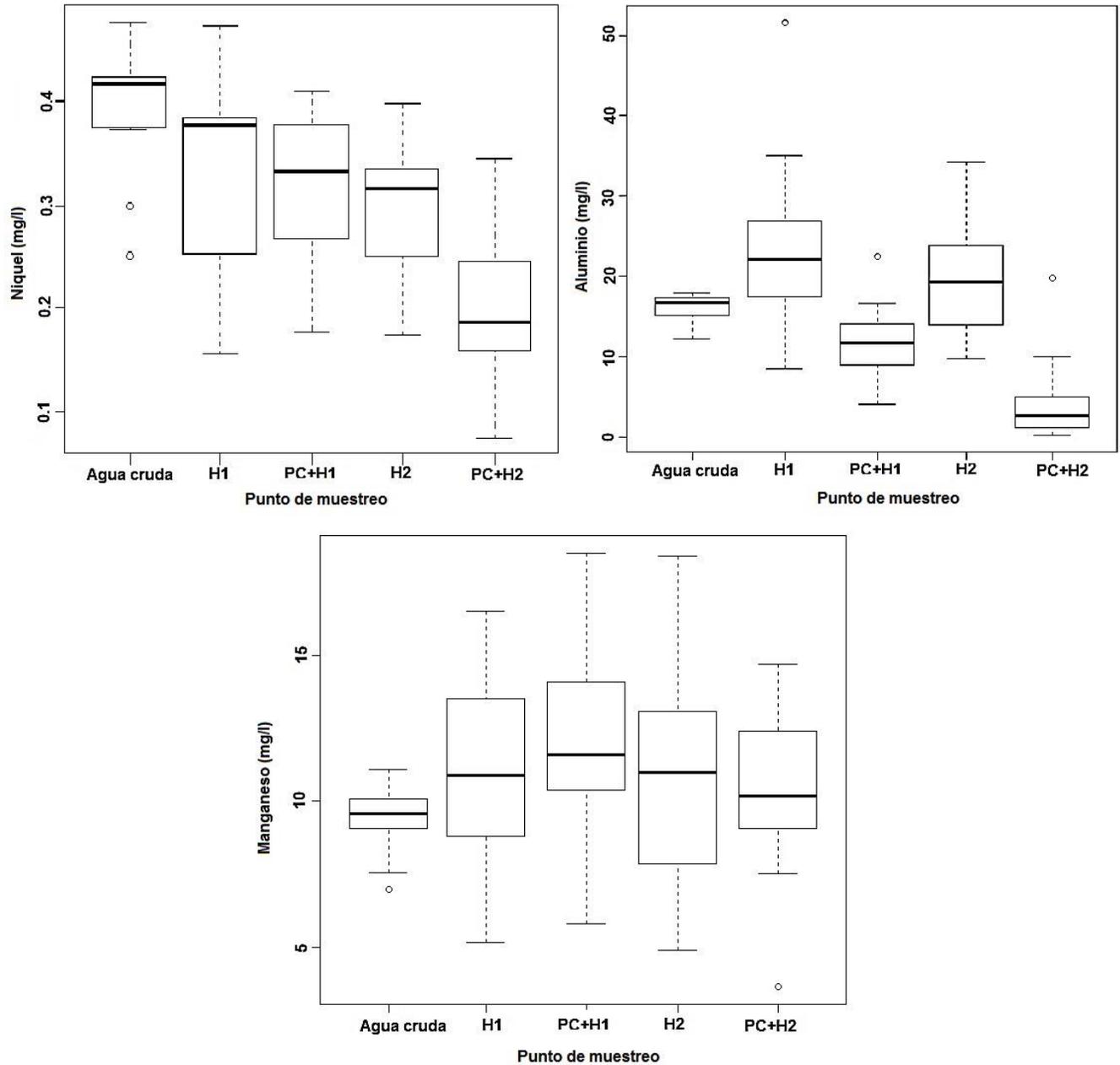


Figura 6. Variación del níquel, aluminio y manganeso durante la operación de los sistemas de tratamiento.

Las mayores eficiencias de remoción de níquel y aluminio se presentaron en los sistemas con PC, posiblemente porque los diferentes mecanismos de remoción de metales en los humedales están fuertemente influenciados por el pH (Nyquist & Greger, 2009). En el caso del manganeso, se requieren valores de pH suficientemente altos (> 8.0 unidades) para su remoción (Sheoran & Sheoran, 2006; Torres *et al.*, 2018), condición que no se presentó en ninguno de los sistemas de tratamiento y por el contrario se evidenciaron posibles problemas de removilización del manganeso presente en los sedimentos de los sistemas (Neculita & Rosa, 2019).

Otro aspecto por destacar es que durante el estudio se observó que el desarrollo vegetativo de las plantas en términos de altura y número de tallos fue similar en todos los sistemas; no hubo signos de afectación por los bajos valores de pH. Este comportamiento pudo deberse posiblemente a la resistencia de la *Phragmites australis*, como lo reportan algunos autores (Guo *et al.*, 2014; Pat-Espadas *et al.*, 2018).

Por otra parte, la presencia de la especie vegetal aparentemente no ejerció ningún efecto sobre el desempeño de los sistemas en la remoción de metales; posiblemente con un mayor tiempo de operación de los sistemas sería viable evidenciar los mecanismos de remoción ejercidos por la especie vegetal (Nyquist & Greger, 2009).

A manera de síntesis, los resultados globales del estudio indicaron que aunque el uso de humedales de flujo de subsuperficial (H1) favoreció

la reducción de acidez, incremento del pH y remoción de compuestos como hierro y sulfatos, las mayores eficiencias se lograron con el uso de pretratamiento con piedra caliza; además se observó la alta resistencia de la especie vegetal frente a las características ácidas del afluente. Sin embargo, se resalta que las eficiencias alcanzadas en el estudio no fueron suficientes para remover los principales contaminantes presentes en el agua de la quebrada Las Minas (Fe, Sulfatos, Ni, Al y Mn).

Por lo anterior, resulta recomendable evaluar otras opciones de pretratamiento, tiempos de retención hidráulico, y medios de soporte que promuevan un mayor el incremento del pH y aporten carbono (Sheoran & Sheoran, 2006), además de considerar que la piedra caliza puede perder efectividad con el tiempo (Shim *et al.*, 2015).

Conclusiones

Los resultados mostraron que la quebrada Las Minas está impactada por drenajes ácidos de minas (DAM). Presenta bajo pH (2.4-4.0 unidades), así como altos niveles de acidez ($1\ 303.2\ \text{mg/l} \pm 139.2$); hierro ($715.3\ \text{mg/l} \pm 70.6$); sulfatos ($1\ 134.5\ \text{mg/l} \pm 314.6$); aluminio ($16.8\ \text{mg/l} \pm 1.7$); manganeso ($9.4\ \text{mg/l} \pm 1.2$), y níquel ($0.4\ \text{mg/l} \pm 0.06$), al igual

que bajos valores de pH (1.6 a 4.4 unidades), con características similares a los drenajes ácidos de minas.

Todos los sistemas de tratamiento evaluados mejoraron las características de pH y acidez del afluente, logrando incrementos máximos de pH entre 4.4 y 6.3 unidades, y una reducción promedio de acidez entre el 31 y 52 %; son más eficientes los sistemas que emplearon piedra caliza (PC + H1 y PC + H2). Sin embargo, no se lograron mayores valores de pH (> 8.0 unidades) que promovieran mejores eficiencias de remoción de metales, sulfatos y manganeso.

Los sistemas de tratamiento presentaron eficiencias de remoción promedio de hierro total entre 54 y 67 %; de sulfatos entre 16 y 35 %; de níquel entre 25 y 50 %, y de aluminio entre 0 y 73 %. No se logró remover manganeso; por el contrario, se presentaron problemas de removilización que incrementaron la concentración de manganeso en los efluentes.

El uso de piedra caliza como pretratamiento favoreció las eficiencias de remoción de los sistemas de tratamiento y aunque no se evidenciaron efectos de la especie vegetal sobre la eficiencia de los sistemas, se considera que la configuración que presentó mejor desempeño fue el tratamiento PC + H1.

Agradecimientos

La investigación fue financiada por la Universidad Santiago de Cali, en el marco de los proyectos N° DGI-COCEIN-N° 820-621115-B57, y 820-621119-704.

Referencias

- ACM, Asociación Colombiana de Minería. (2018). *Boletín económico minero*. Recuperado de <http://acmineria.com.co/economia/>
- Akcil, A., & Koldas, S. (2006). Acid mine drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*, 14, 1139-1145
- ANM, Agencia Nacional de Minería. (2019). *Regalías mineras siguen en aumento. Aportaron más de 2,5 billones de pesos en 2018*. Recuperado de <https://www.anm.gov.co/?q=content/regal%C3%ADas-mineras-siguen-en-aumento-aportaron-m%C3%A1s-de-25-billones-de-pesos-en-2018>
- APHA, AWWA, & WEF, American Public Health Association, American Water Works Association, & World Economic Forum. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (22nd ed.). United States of America, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Batty, L. C., & Younger, P. L. (2004). Growth of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex. Steudel in mine water treatment wetlands: Effects

of metal and nutrient uptake. *Environmental Pollution*, 132(1), 85-93.

Cadorin, L., Carissimi, E., & Rubio, J. (2007). Avances en el tratamiento de aguas ácidas de minas. *Scientia et Technica*, 4(36), 849-854.

Clyde, E. J., Champagne, P., Jamieson, H. E., Gorman, C., & Sourial, J. (2016). The use of a passive treatment system for the mitigation of acid mine drainage at the Williams Brothers Mine (California): Pilot-scale study. *Journal of Cleaner Production*, 130, 116-125.

DANE, Departamento Administrativo Nacional de Estadística. (2018). Producto Interno Bruto (PIB). Recuperado de <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/cuentas-nacionales/cuentas-nacionales-trimestrales>

DAGMA, Departamento Administrativo de Gestión del Medio Ambiente. (2018). *Datos abiertos del Dagma. Reporte Calidad del Agua 2015-2018 en la ciudad de Santiago de Cali*. Recuperado de <https://www.datos.gov.co/Ambiente-y-Desarrollo-Sostenible/Reporte-Calidad-Del-Agua-2015-2018-en-la-ciudad-de/x3ds-void>

Fernando, W. A. M., Ilankoon, I. M. S. K., Syed, T. H., & Yellishetty, M. (2018). Challenges and opportunities in the removal of sulphate ions in contaminated mine water: A review. *Minerals Engineering*, 117, 74-90.

- Gaikwad, R. W., & Gupta, D. V. (2007). Acid mine drainage (AMD) management. *Journal of Industrial Pollution Control*, 23(2), 283-295.
- Gandy, C. J., Davis, J. E., Orme, P. H., Potter, H. A., & Jarvis, A. P. (2016). Metal removal mechanisms in a short hydraulic residence time subsurface flow compost wetland for mine drainage treatment. *Ecological Engineering*, 97, 179-185.
- Guo, L., Ott, D. W., & Cutright, T. J. (2014) Accumulation and histological location of heavy metals in *Phragmites australis* grown in acid mine drainage contaminated soil with or without citric acid. *Environmental and Experimental Botany*, 105, 46-54.
- IEA, International Energy Agency. (2018). *Coal Information 2017: Overview*. Recuperado de <https://webstore.iea.org/coal-information-2017-overview>
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2005a). Microbiology of a wetland ecosystem constructed to remediate mine drainage from a heavy metal mine. *Science of the Total Environment*, 338(2005), 53-66. ISSN 0048-9697, Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.005>.
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2005b). Acid mine drainage remediation options: A review. *Science of the Total Environment*, 338(1-2), 3-14. ISSN 0048-9697, Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.002>.

- Kefeni, K. K., Msagati, T. A., & Mamba, B. B. (May 10, 2017). Acid mine drainage: Prevention, treatment options and resource recovery: A review. *Journal of Cleaner Production*, 151, 475-493.
- Labastida, I., Armienta, M. A., Lara, R. H., Briones, R., González, I., & Romero, F. (2019). Kinetic approach for the appropriate selection of indigenous limestones for acid mine drainage treatment with passive systems. *Science of the Total Environment*, 677, 404-417.
- Lañas, A. M., & Cuenca, D. (2018). *Responsabilidad del municipio de Santiago de Cali por los daños ambientales ocasionados al parque nacional natural los Farallones de Cali producto de la minería ilegal* (tesis de grado). Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia. Recuperado de <http://vitela.javerianacali.edu.co/handle/11522/11354>
- Lagos, G. I., & Geo, P. (2011). The use of bench-scale treatability studies in the design of engineered wetlands for the remediation of acid mine drainage (AMD) and leachate in the vicinity of coal mines. A Case Study in Ohio, United States. *Procedia Earth and Planetary Science*, 3, 11-16.
- Mayes, W. M., Batty, L. C., Younger, P. L., Jarvis, A. P., Kõiv, M., Vohla, C., & Mander, U. (2009). Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Science of the Total Environment*, 407(13), 3944-3957.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). *Resolución 0631 por la cual se establece los parámetros y valores máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas*

superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones. República de Colombia. Colombia: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá.

- Moodley, I., Sheridan, C. M., Kappelmeyer, U., & Akcil, A. (2018). Environmentally sustainable acid mine drainage remediation: Research developments with a focus on waste/by-products. *Minerals Engineering*. Volume 126, 207-220, ISSN 0892-6875, Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2017.08.008>
- Naidu, G., Ryu, S., Thiruvengkatachari, R., Choi, Y., Jeong, S., & Vigneswaran, S. (2019). A critical review on remediation, reuse, and resource recovery from acid mine drainage. *Environmental Pollution*. Volume 247, 1110-1124, ISSN 0269-7491, Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.085>.
- Neculita, C. M., & Rosa, E. (2019). A review of the implications and challenges of manganese removal from mine drainage. *Chemosphere*, 214, 491-510.
- Nyquist, J., & Greger, M. (2009). A field study of constructed wetlands for preventing and treating acid mine drainage. *Ecological Engineering*, 35(5), 630-642.
- Obreque-Contreras, J., Pérez-Flores, D., Gutiérrez, P., & Chávez-Crooker, P. (2015). Acid mine drainage in Chile: An opportunity to apply bioremediation technology. *Hydrology: Current Research*, 6(3), 1-8.

- Pat-Espadas, A. M., Loredó-Portales, R., Amabilis-Sosa, L. E., Gómez, G., & Vidal, G. (2018). Review of constructed wetlands for acid mine drainage treatment. *Water*, 10(11), 1685.
- Pozo-Antonio, J. S., Puente, I., Lagüela, S., & Veiga, M. (2017). Tratamiento microbiano de aguas ácidas resultantes de la actividad minera: una revisión. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(3), 75-91.
- Sekarjannah, F. A., Wardoyo, S. S., & Ratih, Y. W. (2019). Management of mine acid drainage in a constructed wetland using hyacinth plant and addition of organic materials. *Journal of Degraded and Mining Lands Management*, 6(4), 1847.
- Sheoran, A. S., & Sheoran, V. (2006). Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, 19(2), 105-116.
- Shim, M. J., Choi, B. Y., Lee, G., Hwang, Y. H., Yang, J. S., O'Loughlin, E. J., & Kwon, M. J. (2015). Water quality changes in acid mine drainage streams in Gangneung, Korea, 10 years after treatment with limestone. *Journal of Geochemical Exploration*, 159, 234-242.
- Skousen, J. G., Ziemkiewicz, P. F., & McDonald, L. M. (2019). Acid mine drainage formation, control and treatment: Approaches and strategies. *The Extractive Industries and Society*, 6(1), 241-249.
- Tolonen, E. T., Sarpola, A., Hu, T., Rämö, J., & Lassi, U. (2014). Acid mine drainage treatment using by-products from quicklime manufacturing as neutralization chemicals. *Chemosphere*, 117, 419-424.

Torres, E., Lozano, A., Macías, F., Gomez-Arias, A., Castillo, J., & Ayora, C. (2018). Passive elimination of sulfate and metals from acid mine drainage using combined limestone and barium carbonate systems. *Journal of Cleaner Production*, 182, 114-123.

Watzlaf, G. R., Schroeder, K. T., Kleinmann, R. L., Kairies, C. L., & Nairn, R. W. (2004). *The passive treatment of coal mine drainage*. USA: United States Department of Energy National Energy Technology Laboratory Internal Publication. 1-72. Lexington, Kentucky.