

**Propuesta tecnológica para el tratamiento pasivo de drenajes ácidos de minas de carbón,
empleando humedales construidos. evaluación a escala de laboratorio**

Álvaro Iván Guevara Eslava

Trabajo de grado para optar al título de Magister en Ingeniería Ambiental

Director:

Ricardo Oviedo Ocaña

Doctor en Ingeniería. Énfasis Ingeniería Sanitaria y Ambiental

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas

Escuela de Ingeniería Química

Maestría en Ingeniería Ambiental

Bucaramanga

2019

Agradecimientos

A mi Director Ricardo Oviedo Ocaña.

Al Ingeniero Helver Parra Arias director de escuela de Ingeniería Ambiental UPTC.

A la Ingeniera Gloria Camargo profesora de escuela de Ingeniería Ambiental UPTC.

Al Químico de alimentos Julián Contreras del Laboratorio de Ingeniería Ambiental UPTC.

Al señor Ricardo Avellaneda socio de la cooperativa COAGROMIN Paipa.

A los estudiantes de Ingeniería Ambiental UPTC: Angie Arboleda, Sergio Leandro, Lina Marcela Rivera y Ángela Camacho.

A la Ingeniera Ambiental Karol Daniela Medina.

Al granjero Mario García y al mayordomo Aristarco Quito, ambos trabajadores del vivero La María de la UPTC.

Al Ingeniero Sanitario Germán Viasús Tibamoso líder de la compañía Tierraviva.

A todos ellos les extiendo mi agradecimiento por su valiosa colaboración, la cual resultó fundamental para poder llevar a buen término este trabajo de aplicación.

Contenido

	Pág.
Introducción	24
1. Generalidades.....	25
1.1 Planteamiento del problema.....	25
1.1.1 Los drenajes ácidos de mina (AMD)	25
1.1.2 La problemática local.....	27
1.2 Objetivos	29
1.2.1 Objetivo general.....	29
1.2.2 Objetivos específicos	30
1.3 Estado del Arte.....	30
1.4 Justificación	36
1.5 Esquema metodológico	37
2. Materiales y determinaciones analíticas	40
2.1 Drenajes ácidos de mina	40
2.2 Gravas de caliza y coque.....	43
2.3 Evaluación granulométrica de las gravas de caliza.....	44
2.3.1 Gravilla Segunda.....	44
2.3.2 Gravilla primera	45
2.3.3 Granzón.....	45

2.4 Sustrato orgánico	46
2.5 Macrófitas	50
2.5.1 <i>Typha latifolia</i>	52
2.5.2 <i>Pennisetum purpureum</i>	52
2.6 Determinaciones analíticas	53
3. Ensayos con los Lechos rellenos con Caliza de Flujo Vertical (LCFV).....	54
3.1 Introducción	54
3.2 Metodología	56
3.3 Resultados y Discusión	58
3.3.1 Medidas de caudales	58
3.3.2 Medidas de pH	59
3.3.3 Medidas de sulfatos.....	61
3.3.4 Medidas de hierro	65
3.4 Conclusiones y Recomendaciones.....	68
4. Evaluación del pretratamiento de los drenajes ácidos de mina.....	69
4.1 Introducción	69
4.1.1 El sistema de lechos de caliza de flujo horizontal acoplados en serie (SLCFH).....	70
4.1.2 El sistema de aireación con cascadas (SAC)	73
4.2 Metodología	76
4.2.1 Evaluación del SLCFH	76
4.2.2 Evaluación del SAC	77
4.3 Resultados y Discusión	78
4.3.1 Aforo de caudales en la evaluación de SLCFH	79

4.3.2 Medidas de pH	80
4.3.3 Medidas de sulfatos.....	81
4.3.4 Medidas de hierro	83
4.4 Conclusiones y Recomendaciones.....	85
5. Tratamiento completo de los drenajes ácidos de mina	86
5.1 Introducción	86
5.1.1 Los humedales construidos (CW).....	87
5.2 Metodología	90
5.2.1 Preparación del sustrato orgánico	90
5.2.2 Siembra, cultivo y disposición de las macrófitas en los humedales	91
5.2.3 Evaluación del sistema de tratamiento completo.....	93
5.2.3.1 Evaluación de temperaturas en el sustrato de los CW	94
5.2.3.2 Aforo de caudales del SLCFH	95
5.2.3.3 Monitoreo de pH, sulfatos y hierro en el sistema de tratamiento completo	95
5.3 Resultados y Discusión	96
5.3.1 Variación de la temperatura en el sustrato de los CW	96
5.3.2 Aforo de caudales del SLCFH	98
5.3.3 Variaciones de pH, sulfatos y hierro.....	100
5.3.3.1 Medidas de pH	100
5.3.3.2 Medidas de sulfatos.....	103
5.3.3.3 Medidas de hierro	108
5.3.4 Discusión sobre los mecanismos de remoción de contaminantes.....	112
5.3.3.1 Aporte progresivo de alcalinidad.....	112

5.3.3.2 Sulfato-reducción versus adsorción	115
5.3.3.3 El papel de las macrófitas	116
5.4 Conclusiones y Recomendaciones	117
Referencias Bibliográficas.....	120
Apéndices.....	126

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1. Aspectos de la minería artesanal en el altiplano cundi-boyacense y su impacto en el medioambiente.....	29
Figura 2. Sistema de tratamiento convencional de drenajes ácidos de mina. Mina San Cristóbal (zona rural de Zipaquirá en Cundinamarca).	31
Figura 3. Estructura metodológica del estudio.	39
Figura 4. Centro de acopio de carbón El Triunfo.	41
Figura 5. Sistema de recolección y tratamiento de AMD en el centro de acopio de carbón El Triunfo.	42
Figura 6. Gravas de piedra caliza y coque.	45
Figura 7. Evaluación granulométrica de las gravas de caliza.	47
Figura 8. Biocompost y estiércol de caballo.	48
Figura 9. Cascarilla de arroz, abono de escarabajo y melaza.	48
Figura 10. Typha latifolia y Pennisetum purpureum en su entorno natural.....	51
Figura 11. Esquema de un prototipo LCFV.....	55
Figura 12. Evaluación de los LCFV.	58
Figura 13. Diagramas de barra de los flujos volumétricos medios obtenidos en cada uno de los dos ensayos con LCFV.	59
Figura 14. Medidas de pH obtenidas en cada uno de los dos ensayos con los LCFV.....	60

Figura 15. Variación de pH con respecto a la granulometría media de las gravas de caliza en los LCFV	61
Figura 16. Medidas de sulfatos obtenidos en cada uno de los dos ensayos con LCFV.....	63
Figura 17. Porcentajes de remoción de sulfatos versus granulometría media de piedra caliza en los LCFV.....	64
Figura 18. Diagramas de barra de las medidas de hierro obtenidos en cada uno de los dos ensayos con los LCFV.....	66
Figura 19. Porcentajes de remoción de hierro en función de la granulometría media de las gravillas de caliza en los LCFV.....	67
Figura 20. Configuración de los dos sistemas utilizados en el pretratamiento de los AMD.	70
Figura 21. Imágenes del SLCFH	73
Figura 22. Imágenes del SAC.....	74
Figura 23. Evaluación del SLCFH.....	77
Figura 24. Evaluación del SAC.	78
Figura 25. Aforo de caudales en la evaluación del SLCFH.....	79
Figura 26. Medidas de pH obtenidas en la evaluación del SLCFH.....	81
Figura 27. Medidas de pH obtenidas en la evaluación del SAC.....	81
Figura 28. Medidas de sulfatos obtenidas en la evaluación del SLCFH.	82
Figura 29. Medidas de sulfatos obtenidas en la evaluación del SAC.....	83
Figura 30. Medidas de hierro obtenidas en la evaluación del SLCFH.	84
Figura 31. Medidas de hierro obtenidas en la evaluación del SAC.....	85
Figura 32. Tanque grande del CW.....	88
Figura 33. Tanque pequeño del CW.	88

Figura 34. Configuración del CW.....	89
Figura 35. Corte transversal del CW.....	89
Figura 36. Preparación del sustrato orgánico.....	91
Figura 37. Toma de macrófitas para su disposición en los cultivos caseros.....	92
Figura 38. El sistema de tratamiento completo de AMD en operación.	94
Figura 39. Monitoreo de temperaturas en el sustrato de los CW desarrollado durante 10 semanas.	97
Figura 40. Curva de distribución normalizada de la temperatura del sustrato de los CW.....	97
Figura 41. Variaciones de pH en función del tiempo en la evaluación del sistema de tratamiento completo.....	102
Figura 42. Variaciones de la concentración de sulfatos en función del tiempo en la evaluación del sistema de tratamiento completo.....	104
Figura 43. Porcentajes de remoción de sulfatos en cada una de las tres configuraciones evaluadas en los humedales.	107
Figura 44. Variación de la concentración de hierro en función del tiempo en la evaluación del sistema de tratamiento completo.....	108
Figura 45. Porcentajes de remoción de sulfatos en cada una de las tres configuraciones evaluadas en los humedales.	111

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1. Composición granulométrica de gravilla segunda.....	44
Tabla 2. Composición granulométrica de gravilla primera.	45
Tabla 3. Composición granulométrica de granzón.	46
Tabla 4. Densidades de cada uno de los componentes del sustrato orgánico.....	49
Tabla 5. Tipo de grava de caliza utilizado en cada LCFV en la primera evaluación.	56
Tabla 6. Tipo de grava de caliza utilizado en cada LCFV en la segunda evaluación.....	56
Tabla 7. Configuración del SLCFH.....	72
Tabla 8. Configuración del SAC.....	76
Tabla 9. Relaciones volumétricas utilizadas en la preparación del sustrato orgánico.	91
Tabla 10. Macrófitas sembradas en cada uno de los CW.	92
Tabla 11. Resultados obtenidos en la evaluación de temperaturas del sustrato de los CW.....	98
Tabla 12. Caudales promedio obtenidos en los aforos al SLCFH.	100
Tabla 13. Siglas utilizadas para las muestras obtenidas en la evaluación del sistema de tratamiento completo.	101
Tabla 14. Siglas utilizadas para los porcentajes de remoción.....	105
Tabla 15. Porcentajes de remoción de sulfatos en la evaluación del sistema de tratamiento completo.....	106

Tabla 16. Porcentajes de remoción de hierro en la evaluación del sistema de tratamiento

completo..... 109

Lista de Apéndices

	Pág.
Apéndice A. Distribución granulométrica de las gravas de caliza.	126
Apéndice B. Datos obtenidos en la evaluación de los LCFV	127
Apéndice C. Datos obtenidos en la evaluación del SLCFH.	130
Apéndice D. Datos obtenidos en la evaluación del SAC.....	132
Apéndice E. Evaluación hidráulica del SLCFH durante el tratamiento completo.	134
Apéndice F. Datos de pH, sulfatos y hierro obtenidos en la evaluación del sistema de tratamiento completo.	136
Apéndice G. Variación de pH en la evaluación del sistema de tratamiento completo.	140
Apéndice H. Variación de sulfatos en la evaluación del sistema de tratamiento completo.....	142
Apéndice I. Variación de hierro en la evaluación del sistema de tratamiento completo.....	144

Glosario

ABIÓTICO: proceso no biológico.

ACEPTOR DE ELECTRONES: sustancia que en una reacción química acepta electrones, experimentando una reducción.

ACIDEZ: medida de la capacidad de un agua para ceder protones (H^+) o de su capacidad para aceptar hidroxilos (OH^-).

ADSORCIÓN: proceso en el cual átomos, moléculas o iones son atrapados o retenidos en la superficie de un material.

AERÓBICO: proceso que tiene lugar en presencia de oxígeno disuelto. Microorganismo que usa O_2 en su proceso de respiración.

AFLUENTE: el agua que entra a un sistema de tratamiento.

ALCALINIDAD: medida de la capacidad de un agua para captar protones (H^+) o de su capacidad para ceder hidroxilos (OH^-).

ANAERÓBICO: proceso que tiene lugar en ausencia de oxígeno disuelto. Organismo que solamente crece o metaboliza en ausencia de oxígeno molecular.

ANÓXICO: ambiente libre de oxígeno que puede ser altamente reductor.

BACTERIAS: microorganismos unicelulares que al igual que las archaeas son procariotas. Son los organismos más abundantes del planeta. Las hay autótrofas y heterótrofas.

BACTERIAS SULFATO REDUCTORAS: grupo de bacterias estrictamente anaeróbicas que respiran utilizando el SO_4^{2-} como aceptor de electrones.

BIODEGRADABLE: material de residuo que puede ser fácilmente descompuesto en el ambiente por la acción de organismos vivos.

BIOMASA: es la cantidad total de material vivo, incluyendo las plantas y los animales, en un hábitat particular.

BIÓTICO: parte viva de un sistema. Mecanismo biológico o microbiológico involucrado en un sistema de tratamiento.

CALIZA: roca sedimentaria (generalmente de origen orgánico) carbonatada que contiene al menos un 50% de calcita (CaCO_3).

CARBÓN: roca sedimentaria de color negro, de fácil combustión que contiene más del 50% en peso y más del 70% en volumen de material carbonoso (incluida la humedad inherente). El carbón se formó a partir de la compactación y el endurecimiento por calor y presión de restos de plantas químicamente alteradas y carbonizadas, durante el tiempo geológico.

CLAUSURA: acto de cerrar cualquier labor minera, generalmente subterránea, cuando finalizan las labores extractivas, con el fin de reducir los riesgos de accidentes y facilitar recuperación de terrenos.

COLMATACIÓN: deposición de partículas finas sobre una superficie, que conllevan a la reducción de su permeabilidad.

COMPLEJO: entidad molecular que se encuentra formada por la asociación entre dos o más componentes unidos por enlaces covalentes coordinados (comúnmente más débiles que los enlaces covalentes típicos).

DEGRADACIÓN: transformación de sustancias complejas en sustancias simples.

DONADOR DE ELECTRONES: sustancia que en una reacción química cede electrones, experimentando oxidación.

DRENAJE: vías de evacuación de efluentes condicionadas a la topografía del terreno.

DRENAJE ÁCIDO DE MINAS: agua afectada por la oxidación microbiana de minerales de sulfuro de hierro. Suele ser muy ácida y con concentraciones altas de sulfatos y hierro.

EFLUENTE: el agua que sale de un sistema. Vertido sólido o líquido que es descargado sobre un cuerpo de agua y que tiene un potencial contaminante.

EMERGENTE: planta acuática que su tallo sobresale por encima del nivel del agua.

ESPADANA (*Typha*): macrófita que es común en pantanos, se caracteriza por tolerar bajos valores de pH y soportar concentraciones relativamente altas de metales pesados en sus raíces.

GRAVA: material redondeado, producto de la desintegración, natural o artificial, de cualquier tipo de roca, especialmente de aquellas ricas en cuarzo, cuyo tamaño es superior a 2 mm de diámetro.

HIDRÓLISIS: desdoblamiento de un compuesto en sus partes gracias a su reacción con agua. El grupo hidroxilo es incorporado en uno de los fragmentos y el átomo de hidrógeno en el otro.

HUMEDAL: nombre genérico para designar al hábitat relacionado con un cuerpo de agua léntico, permanente o temporal, de nivel y extensión variable.

HUMEDAL CONSTRUIDO (O ARTIFICIAL): humedal construido por el hombre, para ser utilizado como sistema de tratamiento de aguas residuales. Su eficiencia como sistema de remoción de contaminantes recae sobre diferentes procesos físicos, químicos y biológicos que se encuentran típicamente en los humedales naturales.

HUMEDAL DE FLUJO SUBSUPERFICIAL: humedal construido en donde el agua residual circula subterráneamente pasando a través de un medio poroso.

HUMEDAL DE FLUJO SUPERFICIAL: humedal construido en donde el nivel de agua sobresale por encima del sustrato y la vegetación está parcialmente sumergida en el agua.

INTERCAMBIO IÓNICO: proceso químico reversible en donde un ion que está ligado a una matriz sólida, se intercambia por otro ion libre que tiene una carga eléctrica del mismo signo.

LIGNINA: sustancia de la cual depende la dureza e índole leñosa de tallos y raíces.

LIXIVIACIÓN: formación de un líquido residual con alta carga contaminante, cuyas características están determinadas por los efectos de la descomposición microbiana. Solubilización y eliminación a través de aguas de drenaje, de metales presentes en un mineral, por procesos de descomposición microbiana.

MACRÓFITA: planta que es fácilmente visible a simple vista. Plantas superiores, algas macroscópicas, musgos y briofitas adaptadas a la vida en un medio acuático.

METANOGENÉISIS: producción biológica de metano (CH_4).

MINA: excavación que tiene como propósito la explotación económica de un yacimiento mineral; puede ser a cielo abierto, en superficie o subterránea.

MINA ABANDONADA: mina que se encuentra clausurada y en la cual no se pretende llevar a cabo operaciones mineras futuras.

MINA ACTIVA: mina en la cual se mantienen las labores de explotación.

NEUTRALIZACIÓN: adición de un material ácido o alcalino a un agua o a un suelo para ajustar su pH hasta alcanzar un valor neutro.

OXIDACIÓN: proceso en virtud del cual son eliminados los electrones de un átomo o molécula. Proceso químico de combinación con oxígeno que da como resultado una nueva sustancia química.

OXIDACIÓN BIOLÓGICA: proceso en el cual los electrones procedentes de un átomo o molécula son transferidos a través del sistema de transporte de electrones de las mitocondrias.

OXÍGENO DISUELTO: cantidad de oxígeno molecular (O_2) existente en un agua.

PERCOLACIÓN: penetración de un agua en el interior de una matriz sólida a través de sus intersticios, que es favorecida por la porosidad y la permeabilidad de la matriz sólida.

PIRITA: mineral común que contiene hierro, FeS_2 .

POTENCIAL REDOX (E_h): parámetro que mide la fuerza oxidante o reductora de un agua. Altos valores de E_h significa que las sustancias dominantes en el agua son agentes oxidantes. Por el contrario, valores de E_h bajos corresponderán a medios reductores.

PRECIPITACIÓN: sedimentación de un sólido que ha sido generado a partir de una fase líquida como resultado de una reacción química.

RECALCITRANTE: resistente a la biodegradación.

RESIDUOS MINEROS: desmontes, escombreras, colas, desechos y escorias resultantes de las actividades mineras.

RESPIRACIÓN ANAERÓBICA: respiración en la que algunas sustancias como SO_4^{-2} , Fe^{+2} o NO_3^- sirve como aceptor terminal de electrones en vez del O_2 .

RIZOMA: tallo subterráneo con varias yemas que crece de forma horizontal emitiendo raíces y brotes herbáceos de sus nudos.

RIZOSFERA: la región inmediatamente adyacente a las raíces de la planta.

SEDIMENTO: material sólido que luego de estar suspendido en un líquido puede llegar a ser decantado por la acción de la gravedad.

SORCIÓN: retención de una sustancia en una matriz sólida; los mecanismos de sorción incluyen fenómenos tales como absorción, adsorción e intercambio iónico.

SUSTRATO: medio natural sobre el que se asienta y crece una planta.

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES: proceso mediante el cual, unas aguas contaminadas son transformadas química y físicamente, con el objeto de reducir los riesgos a la salud y al medio ambiente.

ALGUNAS ABREVIATURAS USADAS EN ESTE DOCUMENTO Y SU SIGNIFICADO

ALD	Drenajes anóxicos de caliza (<i>anoxic limestone drains</i>)
AMD	Drenajes ácidos de mina (<i>acid mine drainage</i>)
LCFV	Lechos rellenos con caliza de flujo vertical
SLCFH	Sistema de lechos rellenos con caliza de flujo horizontal acoplados en serie.
OLC	Canales abiertos cubiertos con caliza (<i>open limestone channels</i>)
SRB	Bacterias sulfato reductoras (<i>sulfate-reducing bacteria</i>)
CW	Humedales contruidos (<i>constructed wetland</i>)
SAC	Sistema de aireación con cascadas
SAPS	Sistemas pasivos de producción sucesiva de alcalinidad (<i>successive alkalinity-producing passive system</i>)

Resumen

TÍTULO: PROPUESTA TECNOLÓGICA PARA EL TRATAMIENTO PASIVO DE DRENAJES ÁCIDOS DE MINAS DE CARBÓN, EMPLEANDO HUMEDALES CONSTRUIDOS. EVALUACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO*

AUTOR: Álvaro Iván Guevara Eslava**

Palabras Claves: Humedales construidos, drenaje ácido de minas, tratamiento Pasivo.

La generación de drenajes ácidos de mina (AMD) ha sido reconocida como la más grave problemática ambiental asociada con la actividad minera. Los sistemas pasivos se han constituido en una prometedora opción para el tratamiento de AMD, estos sistemas utilizan materiales de fácil consecución, con un reducido grado de procesamiento, y no requieren un suministro continuo de insumos químicos.

En este trabajo de aplicación se evaluó, a escala laboratorio, un sistema de tratamiento pasivo para AMD, constituido por tres componentes: a) un sistema de lechos de caliza de flujo horizontal acoplados en serie; b) un sistema de aireación con cascadas construido con lechos de coque; y c) un humedal construido. La operación del sistema se desarrolló durante 15 semanas. Se confrontaron tres configuraciones distintas para el sistema de tratamiento: a) con humedal control (sin presencia de macrófitas), b) con humedal sembrado con *typha latifolia* y c) con humedal sembrado con *pennisetum purpureum*.

Las configuraciones evaluadas resultaron efectivas para: a) aportar alcalinidad e incrementar el pH (de valores por debajo de 4.1 hasta valores por encima de 8.1) y b) para remover hierro (> 93%); pero éstas resultaron poco efectivas para remover sulfatos (< 53%). La presencia o ausencia de macrófitas, y el tipo de macrófitas, no resultó ser un factor determinante en la eficiencia de los humedales. Los resultados sugieren que la adsorción a la materia orgánica del sustrato fue el principal mecanismo de remoción de hierro en los humedales, por encima de la remoción vía precipitación de sulfuros de hierro. Los bajos niveles de remoción de sulfatos pueden ser atribuidos a la baja actividad de las bacterias sulfato-reductoras (SRB) en el sustrato. Un monitoreo extendido, se requeriría para evidenciar si la actividad de las SRB se logra imponer como el principal mecanismo de remediación en los humedales ya maduros.

* Trabajo de Aplicación

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Maestría en Ingeniería Ambiental.
Director: Ricardo Oviedo Ocaña. Ingeniero Sanitario. Doctor en Ingeniería. Magister en Ingeniería.

Summary

TITLE: TECHNOLOGICAL PROPOSAL FOR THE PASSIVE TREATMENT OF ACID DRAINAGE ASSOCIATED WITH COAL MINING, USING CONSTRUCTED WETLANDS. LABORATORY-SCALE EVALUATION*.

AUTHOR: Álvaro Iván Guevara Eslava**

KEYWORDS: Constructed Wetlands, Acid mine drainage, Passive treatment.

Acid mine drainage (AMD) is recognized as the main environmental problem caused by mining industry. The passive treatment systems represent a promising option for the remediation of AMD, They utilizing local materials with a reduced degree of processing and do not require continual pumping of chemical supplies.

In this laboratory-scale study a passive treatment system for AMD was evaluated. It consists of three components: a) a horizontal flow limestone beds connected in series system; b) an oxidation cascades system built with coke beds; and c) a constructed wetland. The system was monitored over a 15-week period. Three different treatment system configurations were tested: a) with control wetland (without macrophytes), b) with wetland planted with *typha latifolia*, y c) with wetland planted with *pennisetum purpureum*.

The configurations evaluated were efficient to: a) alkalinity generation and to increase pH (from below 4.1 to above 8.1) and b) removing iron (>93%); but poor efficient for reducing sulfate (<53%). No significant differences were noticed among the different wetlands with macrophytes and the control wetland. The results suggest that adsorption to organic matter in the substrate was the major iron-removal process, prevailed over sulfide precipitation. The poor sulfate removal radio might be attributed to low activity of sulfate reduction bacteria (SRB) in the substrate. A long-term monitoring would be required to show if the SRB activity can be imposed as the primary remedial mechanism in mature wetlands.

*Application work

** Faculty of Physicochemical Engineering. School of Chemical Engineering. Master in Environmental Engineering. Director: Ricardo Oviedo Ocaña. Health Engineer. PhD in Engineering. Master in Engineering.

Introducción

El tratamiento de los drenajes ácidos de minas del carbón tradicionalmente se ha llevado a cabo utilizando métodos fisicoquímicos, los cuales se centran en el uso de un agente neutralizante, el cual en la mayoría de los casos es cal o hidróxido de sodio. Los métodos biológicos han sido poco explorados, sin embargo el uso de reactores biológicos tales como los humedales construidos se ha constituido en una tecnología muy prometedora. En este trabajo de aplicación se combinan tecnologías fisicoquímicas que utilizan insumos como gravas de caliza y carbón coque con biotecnologías enfocadas en el uso de humedales construidos.

Se parte de la convicción que la configuración más apropiada es aquella que integra componentes bióticos y abióticos. Por otro lado el sistema de tratamiento propuesto, utiliza únicamente unidades pasivas. Las empresas mineras de Boyacá suelen darle predilección a los sistemas de tratamiento activos, esto a pesar de las evidentes ventajas que pueden llegar a ofrecer los métodos pasivos, en lo que respecta a costos de operación y mantenimiento.

Aunque todos los ensayos se realizaron a escala de laboratorio, se espera que este trabajo sirva de base para futuras investigaciones en donde se pueda ampliar las experiencias llevándolas a escala piloto y a escala real.

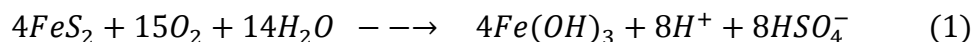
1. Generalidades

1.1 Planteamiento del problema

1.1.1 Los drenajes ácidos de mina (AMD) La minería es una de las actividades que ejercen mayor contaminación en el mundo moderno (Henger *et al.*, 2014). Entre las diferentes problemáticas ambientales asociadas con la explotación minera, el drenaje ácido de las minas es una de las que mayor impacto medioambiental reviste, y suele estar vinculada a residuos de mina que contienen sulfuros, los cuales pueden llegar a oxidarse por medios químicos y/o biológicos. El drenaje ácido de minas, conocido con la sigla AMD (del inglés *acid mine drainage*), es considerado a nivel mundial como el más notorio y extendido problema de contaminación relacionado con la industria minera (Neculita *et al.*, 2007; Kefeni *et al.*, 2017).

El drenaje ácido de minas tradicionalmente ha sido asociado con las explotaciones carboníferas. El carbón es un combustible fósil que tiene como unos de sus componentes sulfuros metálicos, entre los que sobresale el sulfuro ferroso denominado con el nombre de pirita de hierro (FeS_2). Durante todo el proceso de extracción del carbón, y durante mucho tiempo después de abandonada la mina (cuando la explotación ha terminado), la pirita de hierro y otros minerales sulfurados se mantendrán en contacto con el aire y por lo tanto expuestos a un ambiente aerobio. En estas condiciones estos compuestos experimentan un proceso microbiológico, mediado por bacterias tales como el *Thiobacillus ferrooxidans* (Akcil y Koldas, 2004). La transformación química específica, que experimenta la pirita de hierro bajo el influjo de las bacterias, es un proceso

complejo que involucra diferentes etapas, pero que puede ser resumido en la siguiente reacción global:



El drenaje ácido de minas asociado con la explotación carbonífera estará directamente relacionado con la transformación de la pirita de hierro (y otros sulfuros), pues las corrientes subterráneas y/o las aguas de escorrentía que penetran la mina se verán afectadas en su composición con los productos que se forman en dicho proceso (Johnson y Hallberg, 2005; Simate y Ndlovu, 2014). A partir de la reacción global, se infiere que las tres problemáticas ambientales más graves, asociadas con el drenaje ácido de minas de carbón, son las siguientes: i) Reducción drástica del pH (aumento desbordado en la acidez), ii) Altas concentraciones de iones sulfatos, y iii) Altas concentraciones de hierro.

Además de liberar hierro hacia las aguas, el drenaje ácido de minas de carbón también conlleva a la exposición de las aguas al contacto con otros metales, principalmente: manganeso y aluminio (Sheoran y Sheoran, 2006).

El drenaje ácido de las minas no solo está asociado con las explotaciones carboníferas, esta problemática también se presenta en minas de metales como oro, cobre y níquel. En estas minas, el impacto medioambiental se ve seriamente agravado por la liberación hacia las aguas de metales y metaloides tóxicos como: As, Cd, Pb, Hg, Cu y Zn (Gandy *et al.*, 2016). Además de metales pesados, algunos efluentes de la industria minera pueden contener cantidades considerables de otras sustancias tóxicas como los cianuros, haciéndose así, más nocivos para la salud humana y el medioambiente (Akcil y Koldas, 2004).

Aunque los AMD varían considerablemente en la diversidad y concentración de metales pesados, tanto el hierro como el manganeso están frecuentemente presentes en elevadas

concentraciones de las aguas de drenaje tanto de las minas de carbón, como de las minas de metales (Halberg *et al.*, 2005). Por lo tanto, es necesario identificar alternativas para el control y tratamiento de estos efluentes, de manera que se minimicen los impactos sobre los ecosistemas y el recurso hídrico.

1.1.2 La problemática local La minería del carbón es una de las actividades económicas más importantes en Boyacá y el oriente andino colombiano y una de las que más impacto ambiental provoca en toda esta zona de país. Según cifras estatales de Sistema de Información Minero Colombiano (SIMCO, 2017), el departamento de Boyacá es uno de los cinco mayores productores de carbón en el país, junto con: Guajira, Cesar, Cundinamarca y Norte de Santander. Boyacá produce carbón térmico y carbón metalúrgico. El consumo del carbón metalúrgico recae especialmente en la siderúrgica de Paz del Rio y en diversas empresas que utilizan hornos para fabricar ladrillo y cal. Las principales empresas consumidora de carbón térmico en Boyacá son las fábricas de cemento, los alfareros, los productores de cal y la central productora de energía Termopaipa de la Empresa de Gestión Energética S.A (GENSA). Los municipios de Boyacá, en donde más se explota carbón son: Samacá, Socha, Socotá, Ráquira, Sogamoso, Tasco, Paipa y Mongua.

Desde que Corpoboyacá empezó actividades en 1995, hasta el año 2012, ha otorgado 648 licencias ambientales mineras, de las cuales 261 son para carbón (SIMCO, 2017). La minería de carbón que se desarrolla en Boyacá es subterránea y se caracteriza por operaciones a pequeña y mediana escala. Según el censo minero hecho por el Ministerio de Minas y Energía (MME) en el año 2012, Boyacá es el departamento con más unidades de producción minera (UPM) censadas en Colombia, con cerca de un 18% del total. Tan solo el 50% de las UPM a pequeña escala y el 17 %

de las UPM a mediana escala cuentan con título minero. Estos altos niveles de informalidad, conllevan a que muchas de las operaciones mineras no cuenten con la legalidad necesaria para operar, generando serios impactos al medio ambiente y a la salud humana (véase la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). La informalidad también ha llevado a que Boyacá sea el departamento con los más altos índices de accidentalidad minera en Colombia (Universidad Externado de Colombia, 2017).

“En la actualidad, el sector minero del departamento afronta una crisis por los bajos precios del carbón a escala internacional. Luego de vivir del 2007 al 2009 la llamada «bonanza del carbón», donde se pagaban precios que oscilaban entre US\$140 y US\$160 por tonelada, en 2015 se estaba pagando aproximadamente US\$45 por tonelada y para enero de 2018 el precio aproximado fue de US\$76 por tonelada. Los bajos ingresos, sumados a una poca planeación financiera por parte de los pequeños mineros, han ocasionado el cierre de varias operaciones” (Universidad Externado de Colombia, 2017). Esta coyuntura agravó aún más la problemática, pues una mina clausurada o abandonada, puede seguir generando drenajes ácidos durante muchos años más.

Los sistemas de tratamiento pasivo de AMD, ofrecen una alternativa viable y efectiva para contrarrestar el impacto ambiental sobre las fuentes hídricas asociado con prácticas de minería artesanal. Se desconoce para las condiciones locales del departamento de Boyacá, qué tipo de sustrato y plantas son efectivas para remover sulfatos y metales pesados utilizando humedales construidos. En este trabajo de aplicación se evaluarán diferentes gravas de caliza, sustratos orgánicos y macrófitas, para seleccionar las que ofrezcan los mejores *resultados e incluirlas en la* propuesta de un sistema de tratamiento a escala laboratorio.



Figura 1. Aspectos de la minería artesanal en el altiplano cundi-boyacense y su impacto en el medioambiente.

Este trabajo se articula a los intereses de la escuela de Ingeniería Ambiental de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC), que en su formación a nivel de pregrado, especialización y maestría, tiene establecidos como retos, abordar la problemática relacionada con la contaminación de las corrientes hídricas debida a AMD.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

- Proponer una configuración tecnológica para el tratamiento de drenajes ácidos de mina de carbón, fundamentada en el uso de humedales construidos acoplados con otros sistemas de tratamiento pasivo.

1.2.2 Objetivos específicos

- Evaluar a escala de laboratorio los siguientes sistemas de tratamiento pasivo abióticos: lechos rellenos con caliza de flujo vertical, lechos rellenos con caliza de flujo horizontal y sistema de aireación contruidos con lechos de carbón coque.
- Seleccionar la configuración del sistema de tratamiento pasivo abiótico como acople de los humedales contruidos para el tratamiento de AMD.
- Evaluar a escala de laboratorio el sistema de tratamiento pasivo completo de AMD, que conjuga un pretratamiento abiótico con los humedales contruidos.

1.3 Estado del Arte

El tratamiento convencional de los AMD se hace implementando una serie de procesos unitarios, que comúnmente involucran: neutralización, aireación, coagulación-floculación, sedimentación y filtración (véase la Figura 2).

Estas técnicas convencionales de control de aguas mineras son costosas en términos de los equipos y reactivos químicos. Por otro lado, estos procedimientos requieren controles intensivos y mantenimientos a largo plazo (Henger *et al.*, 2014).



Figura 2. Sistema de tratamiento convencional de drenajes ácidos de mina. Mina San Cristóbal (zona rural de Zipaquirá en Cundinamarca).

Los tratamientos pasivos de los drenajes ácidos de mina no demandan un suministro constante de insumos químicos y se caracterizan por los bajos costos de ejecución y mantenimiento (Clyde *et al.*, 2016). Estos tratamientos se fundamentan en la implementación de procesos controlados, que simulan procesos naturales que contribuyen a la depuración de los AMD. Algunos de los procesos naturales que son reproducidos por los sistemas pasivos son los siguientes:

- a) El incremento del pH de las aguas de mina, cuando éstas se combinan con aguas menos ácidas o alcalinas a través del contacto directo con rocas carbonatadas.
- b) La remoción de contaminantes metálicos de los drenajes de mina mediante precipitación, como consecuencia de las variaciones del pH y/o el potencial de reducción del agua.
- c) La acción depuradora sobre aguas contaminadas con drenajes de mina, que ejercen ecosistemas tales como los humedales, como consecuencia de una compleja red de procesos físico-químicos y biológicos.

Un valor agregado de los sistemas pasivos tiene que ver con la forma armoniosa con que se integran a su entorno. Una desventaja de los sistemas de tratamientos pasivos con respecto a los convencionales es que operan mucho más lentamente, es por esto que exigen mayores tiempos de retención y de superficies de contacto. Los principales sistemas de tratamiento pasivos son los siguientes (Ziemkiewich *et al.*, 2003; Johnson y Hallberg, 2005; Kefeni *et al.*, 2017):

- Humedales anaerobios con sustrato orgánico.
- Lechos de caliza
- Drenajes anóxicos de calizas (ALD del inglés, *anoxic limestone drains*)
- Canales abiertos cubiertos con caliza (OLC del inglés, *open limestone channels*)
- Sistemas sucesivamente productores de alcalinidad (SAPS del inglés, *Successive alkalinity-producing passive system*).

Una característica común de los sistemas de tratamiento pasivos es el aporte de alcalinidad, que sirva para contrarrestar el exceso de acidez que comúnmente caracteriza a los drenajes de minas. El uso conjunto de diferentes sistemas pasivos conlleva a una mayor efectividad, por lo que es práctica común la combinación de varios de estos sistemas (Simate y Ndlovu, 2014).

De otro lado, la popularidad de los humedales construidos se debe a que su tecnología es vista como una alternativa práctica, económica y sostenible para el tratamiento de aguas residuales y otros afluentes (Al-Rekabi *et al.*, 2007; Pozo-Antonio *et al.*, 2017).

Los sistemas de tratamiento con humedales construidos, han llegado a tener éxito en países como Corea y Estados Unidos, al ofrecer una alternativa práctica al tratamiento químico de drenajes para ciertas fuentes asociadas con la industria del carbón. Las ventajas incluyen bajo costo de construcción, operación y mantenimiento, con remoción efectiva de muchos contaminantes tales como metales pesados y metaloides. Asimismo, estos sistemas pasivos sobrellevan mejor los

flujos de agua fluctuantes y las variaciones en las concentraciones de contaminantes que los sistemas de tratamiento convencional (Ye *et al.*, 2001; Lee *et al.*, 2013; Xu y Mills, 2018). En los Estados Unidos, los humedales construidos para tratamiento del drenaje ácido de mina se comenzaron a popularizar en la década de 1980. Para 1988, más de 142 sistemas humedales estaban tratando drenaje ácido de mina en este país, y este número se incrementó considerablemente a más de 500 durante la década de 1990, según lo informó la agencia de minas de los Estados Unidos (The US Bureau of mines) (Al-Rekabi *et al.*, 2007; Wallace, 1998).

La planta de tratamiento pasiva a escala piloto (PPTP) de la clausurada mina de estaño de Wheal Jane en Cornwall, Inglaterra, fue construido en 1994 y es uno de los más grandes sistemas piloto con humedales que se haya desarrollado para el tratamiento del drenaje ácido de minas. Se construyó después de haber ocurrido un catastrófico derrame de AMD en la mina de estaño de Wheal Jane Cornwall. Este sistema ha permitido producir un modelo prototipo que involucra un amplio conjunto de variables. Consta de una componente aeróbica con lechos sembrados con carrizos (humedal aeróbico), una celda anaeróbica (biorreactor de compost) y filtros de rocas. El tratamiento previo se hace de tres maneras distintas, para lo cual el afluente es distribuido hacia tres puntos diferentes, en un caso se utiliza dosificación de cal, en otro caso la muestra se dosifica con cal y enseguida se hace pasar por un drenaje anóxico sobre calizas (ALD), y en el último caso, la muestra es enviada directamente (libre de cal) al humedal aeróbico (Al-Rekabi *et al.*, 2007).

En lo que concierne a los estudios que se han hecho sobre sistemas de tratamiento pasivo para aguas de mina, centrados en experiencias a nivel de laboratorio, merece una mención especial un trabajo desarrollado en la Universidad de Oviedo en España (Ordoñez *et al.*, 1999). En este trabajo se detallan varios ensayos con diferentes sustratos orgánicos y diferentes macrófitas, que sirven de

base para la construcción y operación de sistemas a escala laboratorio y sistemas pilotos a escala real.

En Colombia, es común que los humedales construidos, y en general las tecnologías pasivas, aún sean vistas como métodos alternativos de tratamiento de drenajes mineros, con un rol secundario con respecto a los métodos convencionales. Aun así se han realizado importantes trabajos de investigación en este campo de estudio. En la Universidad Industrial del Santander (UIS) se desarrolló un trabajo de grado sobre el rol de las plantas y su función en los humedales construidos, en donde se analizan diferentes mecanismos físicos y biológicos de remoción de contaminantes (Arias, 2010). En la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC) se desarrolló un trabajo de grado en donde se analiza la eficiencia de la piedra caliza y el carbón activado en los tratamientos pasivos de drenajes ácidos de minas, arrojando niveles satisfactorios de remoción para hierro y zinc, y moderadas para sulfatos (Medina, 2017). Unos investigadores de la Universidad Central y de la Pontificia Universidad Javeriana han participado en una investigación sobre la selección de mezclas reactivas y la bioquímica de los reactores pasivos utilizados para tratar AMD, obteniendo mezclas muy eficientes para incrementar pH y alcalinidad, reducir sulfatos y remover hierro y zinc (Vasquez *et al.*, 2016; Vasquez *et al.*, 2016 b). La Universidad de los Andes publicó un manual de diseño de un sistema de tratamiento de AMD con humedales construidos, en donde se exponen una serie de lineamientos generales sobre la elección y dimensionamiento de las unidades de tratamiento, selección de insumos, operación y mantenimiento (Vela, 2013).

El Grupo de Investigación de Agua y Saneamiento (GIAS) de la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad Tecnológico de Pereira (UTP) se ha distinguido por su experiencia en la aplicación de humedales en el saneamiento de recursos hídricos, y por la organización de

eventos internacionales y conferencias panamericanas sobre este campo de estudio. Valga destacar el evento: “*Panamerican Conference on Wetland Systems for Water Quality Improvement, Management and Treatment*”, el cual se realizó en el año 2012, en la ciudad de Pereira. Nuevas versiones de dicho evento se realizarían en el 2014 en Morelia (México), en el 2016 en Santa Fe (Argentina) y en el 2018 en Lima (Perú), contando en todas sus versiones con la UTP como una de las entidades organizadoras del evento. En cuanto al uso específico de los humedales construidos en el tratamiento de drenajes ácidos mineros, es de resaltar la evaluación de las reducciones en la concentración de metales pesados, realizada como trabajo de grado a nivel maestría en la UTP (Galvan, 2016), en este trabajo se evaluaron diferentes configuraciones de humedales y se encontraron resultados muy satisfactorios en lo que refiere a la remoción de zinc y plomo.

En el año 2012, el autor de este proyecto, desarrolló una monografía titulada: “*Utilización de los humedales construidos en el tratamiento de drenajes ácidos de minas*”, adelantada como parte de los estudios en la Especialización en Química Ambiental de la Universidad Industrial del Santander (UIS) (Guevara, 2012). Este trabajo de aplicación del programa de Maestría en Ingeniería Ambiental de la Universidad Industrial de Santander, se enmarca dentro de la misma línea de trabajo sobre el uso de los humedales en el tratamiento de aguas residuales. El aspecto particular que se quiere desarrollar es la utilización de humedales construidos para el tratamiento de aguas provenientes del drenaje ácido de minas, que es un área de trabajo poco explorada, tanto a escala piloto como a escala real en el departamento de Boyacá.

1.4 Justificación

La puesta en marcha de este trabajo de aplicación se justifica por el compromiso que tiene la escuela de Ingeniería Ambiental de la UPTC, de aportarle al sector carbonífero de la región, unas alternativas viables y efectivas para el tratamiento de sus drenajes ácidos, que les permita adecuarse a las nuevas exigencias ambientales. Se necesita que en el departamento de Boyacá, se imponga una minería de carbón responsable con el medio ambiente. Mientras esto no se dé, se seguirán agravando las tensiones sociales entre defensores y detractores de la actividad minera.

La escuela de Ingeniería Ambiental es una de las de más reciente creación en la UPTC, y desde su formación ha buscado involucrarse en la resolución de los problemas que más aquejan al departamento y a la región. Para poder ofrecer soluciones a los problemas de impacto ambiental asociados con los AMD, se deben estudiar las diferentes formas de tratamiento de vertimientos y para esto es necesario involucrar estudiantes de pregrado, especialización y maestría. El proceso que se debe llevar a cabo en la escuela, involucra, en sus primeras fases, la implementación de prototipos a escala de laboratorio, en donde se puedan experimentar con diferentes alternativas de tratamiento, dentro de las cuales las pasivas se destacan por sus bajos costos de mantenimiento y operación. Dentro de estos tratamientos pasivos, los humedales construidos, son los que más interés ha llegado a despertar.

Los prototipos de humedales artificiales acoplados con otras tecnologías pasivas, sirven como estudios previos para la posterior construcción de dispositivos a escala piloto. De manera que este trabajo de aplicación está contemplado, para que a mediano plazo se pueda llegar a escalar, y así construir sistemas de tratamiento de drenajes ácidos implementados en campo.

Todos los drenajes ácidos de mina de carbón con los que se va a evaluar los prototipos provienen del centro de acopio El Triunfo, localizado en Paipa y gestionado por la cooperativa COAGROMIN, en donde parte de las aguas ácidas son neutralizadas con soda caustica, pero este tratamiento resulta insuficiente para contrarrestar los altos niveles de acidez, hierro y sulfatos que revisten estas aguas. Es por esto que la configuración tecnológica que se plantea en esta propuesta pretende ofrecer una solución a un problema concreto que se tiene en estos centros de acopio, y en un futuro podría llevar a mejorar los tratamientos de AMD incorporando tecnologías pasivas.

Los resultados obtenidos en este trabajo podrán ser fundamentales para evaluar la factibilidad de complementar el tratamiento que se les hace a los AMD en el centro de acopio El Triunfo. La implementación de una planta piloto, podría servir para incorporar tratamientos pasivos con lechos rellenos con caliza, cascada de aireación y humedales construidos, que refuercen la neutralización con soda caustica que viene haciéndose únicamente de forma intermitente. Este es uno de los aspectos que han motivado a la empresa COAGROMIN, para apoyar este estudio.

1.5 Esquema metodológico

En la Figura 3 se sintetiza en un diagrama de barras la metodología experimental del trabajo de aplicación, dividida en cuatro fases diferentes. La primera fase corresponde a los materiales y métodos analíticos, la cual se describe con detalle en el capítulo 2. La segunda fase corresponde a la evaluación de los lechos verticales rellenos con caliza, la cual se describirá en el capítulo 3. La tercera fase refiere a la evaluación del pretratamiento de AMD, la cual se lleva a cabo utilizando dos sistemas de tratamiento pasivo abiótico: un sistema de cinco lechos de caliza de flujo horizontal acoplados en serie y un sistema de aireación con cascadas, esta fase es descrita en detalle

en el capítulo 4. La quinta y última fase corresponde a la evaluación del sistema de tratamiento completo, en donde la depuración con las dos unidades abióticas es complementada con un tratamiento biótico realizado con humedales construidos, los detalles sobre esta última fase del trabajo se desarrollan en el capítulo 5.

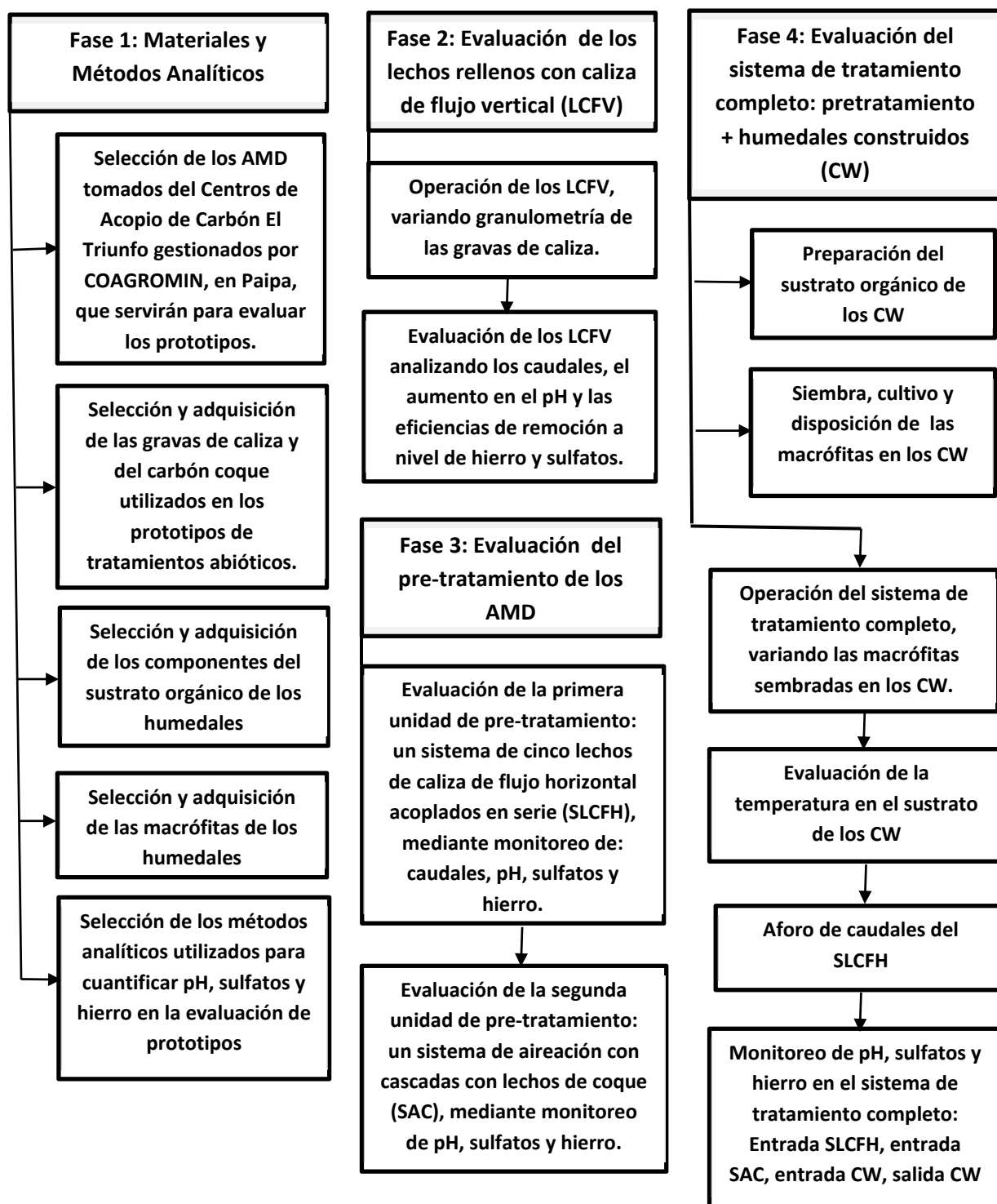


Figura 3. Estructura metodológica del estudio.

2. Materiales y determinaciones analíticas

2.1 Drenajes ácidos de mina

Todos los drenajes ácidos de mina que fueron utilizados en la evaluación de los prototipos, provinieron del centro de acopio de carbón El Triunfo, gestionado por la cooperativa COAGROMIN LTDA del municipio de Paipa (Boyacá). Se contó con la debida aprobación por parte de la cooperativa para ingresar a sus instalaciones, tomar muestras, analizarlas y utilizarlas en la evaluación de los sistemas de tratamiento.

La cooperativa COAGROMIN de Paipa, gestiona dos centros de acopio de carbón, que están localizados en dos lotes contiguos en el km 5 de la carretera Paipa a Tunja, en la vereda el Volcán de Paipa, justo al frente de la central productora de energía: Termopaipa IV, de la Compañía Eléctrica de Sochagota S.A. E.S.P. Los centros de recepción de carbón se denominan con los nombres de Talauta y El Triunfo. En la Figura 4 se muestran unas imágenes del centro de acopio El Triunfo.



Figura 4. Centro de acopio de carbón El Triunfo.

El carbón que se trae a los centros de acopio proviene de varias localidades de Boyacá como: Boavita, Sativanorte, Soatá, Socha, Morcá, Corrales, Tuta, Paipa (vereda El Salitre) y Chivatá. El carbón es almacenado y posteriormente se comercializa a empresas tales como las centrales termoeléctricas de Paipa.

En el centro de acopio El Triunfo las escorrentías de AMD se recogen en zanjas y las aguas que se infiltran debajo del patio de carbón se conducen con tubería, y unas y otras son enviadas a tanques pre-sedimentadores.

De los tanques pre-sedimentadores, el agua es conducida a tanques sedimentadores, y de estos pasa a unas piscinas de neutralización. En las piscinas, el agua recolectada es tratada con soda caustica. La dosificación de NaOH se hace en lapsos de tiempo que varían entre 15 días y un mes. En la Figura 5 se aprecian algunas imágenes del sistema de recolección y tratamiento del centro de acopio El Triunfo.

Los lodos que van quedando retenidos en los pre-sedimentadores y en los sedimentadores son recogidos y evacuados mediante operaciones manuales. Para las escorrentías pluviales se utiliza un sistema de recolección y conducción diferente, sin que se lleguen a mezclar con los AMD.

Una parte del agua recolectada y neutralizada en una de las piscinas, es utilizada para humedecer el camino destapado que las volquetas y otra maquinaria pesada deben recorrer para ingresar o salir del patio de carbón, reduciendo así la generación de material particulado.

Los AMD utilizados en todo este trabajo serán directamente tomados de la piscina 3, en donde las medidas puntuales de pH, realizadas in-situ en las visitas previas a la iniciación de proyecto, arrojaron valores en un rango comprendido entre 3 y 4. En las vecindades de la piscina 3, que queda en la parte más baja del centro de acopio, es donde más resulta factible llegar a implementar una planta piloto con tratamientos pasivos, que refuerce la neutralización con soda caustica (Kefeni *et al.*, 2017; Clyde *et al.*, 2016).



Figura 5. Sistema de recolección y tratamiento de AMD en el centro de acopio de carbón El Triunfo.

2.2 Gravas de caliza y coque

Las gravas de caliza son el insumo mineral fundamental en el tratamiento pasivo de AMD que se evaluó en este trabajo. Las gravas de piedra caliza fueron adquiridas en la Central de Triturados Nobsa, que está localizada a 1 km del casco urbano del municipio de Nobsa, en el departamento de Boyacá. En este municipio se encuentran las más grandes explotaciones de caliza de todo el departamento. Estas gravas de piedra caliza son especialmente comercializadas para procesos industriales que tienen que ver con la producción de cal, cemento y concreto. Las gravas de caliza se ofrecen en tres granulometrías diferentes: granito o granzón (4 a 6 mm), gravilla fina (1/2 pulgada) y gravilla segunda (1 pulg). Valga decir que el tamaño de grano de cada una de estas gravas de caliza no es lo suficientemente uniforme, razón por la cual, deben ser sometidas a procesos de tamizado que permitan distribuir las en grupos de gravas con granulometría más homogénea.

El coque utilizado en el sistema de aireación con cascadas fue adquirido en la empresa Tecniaguas de Tunja y en la escuela de Ingeniería Metalúrgica de la UPTC. Todo este material proviene del municipio de Samacá. Se adquirieron piedras de coque de diferentes tamaños con el ánimo de distribuir las de acuerdo a su granulometría en los diferentes compartimientos del sistema de aireación. En la figura 6 aparecen unas imágenes de las gravas de caliza y el coque utilizados en éste proyecto.

2.3 Evaluación granulométrica de las gravas de caliza

Los tres tipos de gravas de caliza: gravilla segunda, gravilla primera y granzón fueron sometidos a una evaluación granulométrica. Para los ensayos se utilizaron tamices de malla cuadrada y una balanza OHAUS C-11 con sensibilidad de 0,1g.

Los ensayos se hicieron en el laboratorio de suelos de ingeniería civil de la UPTC sede Tunja, siguiendo las especificaciones de la norma sobre análisis granulométrico de suelos por tamizado INVE-123-07.

2.3.1 Gravilla Segunda Para la evaluación granulométrica de la gravilla segunda se utilizaron tres tamices: 1 pulg, $\frac{3}{4}$ pulg y $\frac{1}{2}$ pulg. Los resultados obtenidos se reportan en la Tabla 1.

Tabla 1.

Composición granulométrica de gravilla segunda.

Rangos de diámetro de partícula		Porcentaje peso a peso
Pulg	mm	(%P/P)
< 0.5	< 12.7	0.3±0.1
0.5 - 0.75	12.7 – 19	14.0±4.3
0.75 – 1	19 – 25.4	77.0±4.8
> 1	> 25.4	8.7±0.4



Figura 6. Gravas de piedra caliza y coque.

2.3.2 Gravilla primera Para la evaluación granulométrica de la gravilla primera se utilizaron cinco tamices: $\frac{3}{4}$ pulg, $\frac{1}{2}$ pulg, $\frac{3}{8}$ pulg, $\frac{1}{4}$ pulg y 4.75mm (tamiz No 4). Los resultados obtenidos se reportan en la Tabla 2.

Tabla 2.

Composición granulométrica de gravilla primera.

Rangos de diámetro de partícula		Porcentaje peso a peso
Pulg	mm	(%P/P)
< 0.19	< 4.8	1.6±0.6
0.19-0.25	4.8 – 6.4	4.8±0.6
0.25-0.38	6.4 – 9.5	15.1±1.4
0.38-0.5	9.5 – 12.7	18.8±1.8
0.5 - 0.75	12.7 – 19.0	55.8±5.1
> 0.75	> 19.0	3.9±1.9

2.3.3 Granzón Para la evaluación granulométrica del granzón se utilizaron tres tamices: 4.75mm (tamiz No 4), 2.36mm y 1.18mm. Los resultados obtenidos se reportan en la Tabla 3.

La evaluación granulométrica de las gravas de caliza indica que: i) En el granzón prevalecen con un $85.0\pm 3.7\%$ P/P las partículas cuyo diámetro varia en un rango comprendido entre 0.05 y

0.19 pulgadas. ii) En la gravilla primera prevalece con un $94.5 \pm 8.9\%$ P/P las partículas cuyo diámetro varia en un rango comprendido entre 0.19 y 0.75 pulgadas. iii) En la gravilla segunda, predomina con un $77.0 \pm 4.8\%$ P/P las partículas cuyo diámetro varia en un rango comprendido entre 0.75 y 1 pulgadas.

Tabla 3.

Composición granulométrica de granzón.

Rangos de diámetro de partícula		Porcentaje peso a peso
Pulg	mm	(%P/P)
< 0.05	< 1.2	0.7 $\pm$ 0.6
0.05 – 0.09	1.2 – 2.4	13.6 $\pm$ 2.6
0.09 – 0.19	2.4 – 4.8	71.4 $\pm$ 1.1
> 0.19	> 4.8	14.3 $\pm$ 2.1

En el tabla 3 se comparan las distribuciones granulométricas de cada uno de los tres tipos de grava de caliza. En la Figura 7 se muestran imágenes de la separación granulométrica.

2.4 Sustrato orgánico

El sustrato orgánico que fue utilizado en los prototipos de humedales sirve para sembrar las macrófitas y ofrecer un medio apropiado para el desarrollo de bacterias sulfatoreductoras, las cuales son fundamentales para la transformación de los iones sulfatos provenientes del AMD en iones sulfuros. Puesto que los sulfuros metálicos suelen tener bajas solubilidades, la generación de estos compuestos actúa como un mecanismo efectivo para la remoción de metales pesados del AMD y su retención dentro del sustrato (Ashane *et al.*, 2018; Clyde *et al.*, 2016).

Diferentes estudios realizados con humedales construidos utilizados para tratamientos de AMD, han evidenciado que un único sustrato no resulta efectivo para estimular el crecimiento y la actividad de las SRB (Ashane *et al.*, 2018; Kefeni *et al.*, 2017; Vásquez *et al.*, 2016 b). Esto se ha podido lograr con mezclas reactivas que contengan más de una fuente de carbono orgánico (Kefeni *et al.*, 2017; Neculita *et al.*, 2007). Para la preparación de los sustratos se requiere mezclar dos tipos diferentes de componentes, por un lado sustancias relativamente biodegradables (como guano de ave, estiércol de vaca o caballo), por otro lado sustancias relativamente recalcitrantes (como aserrín, heno, viruta de madera). Con estos dos tipos de componentes mezclados se logra proveer fuentes de carbono tanto a corto como a mediano y largo plazo a las bacterias ferro y sulfato reductoras (Vásquez *et al.*, 2016; Neculita *et al.*, 2007 b).



Figura 7. Evaluación granulométrica de las gravas de caliza.

Los cinco componentes elegidos para la preparación del sustrato fueron:

- a) Estiércol de caballo
- b) Biocompost
- c) Cascarilla de arroz
- d) Abono de escarabajo
- e) Melaza

En Figura 8 y Figura 9 aparecen unas imágenes de los componentes utilizados en la preparación del sustrato.



Figura 8. Biocompost y estiércol de caballo.



Figura 9. Cascarilla de arroz, abono de escarabajo y melaza.

La melaza actúa como fuente de carbono orgánico simple que corresponde a materia orgánica fácilmente degradable de bajo peso molecular y estructura sencilla (Pozo-Antonio *et al.*, 2017). El biocompost, el abono de escarabajo y el estiércol de caballo corresponden a fuentes complejas de carbono orgánico con componentes relativamente biodegradables (Ashane *et al.*, 2018). La cascarilla de arroz hace las veces de residuos celulósico que actúa como el componente más recalcitrante (Vásquez *et al.*, 2016).

El abono de escarabajo utilizado es producido por la compañía *tierraviva*, que opera en la ciudad de Tunja. Este abono se genera a partir de la biotransformación de residuos orgánicos mediada por la acción de larvas de escarabajos (Tierra Viva, 2017).

Tabla 4.

Densidades de cada uno de los componentes del sustrato orgánico.

Componente del sustrato orgánico	Densidad (g/cm ³)
Lombricompost	0.609
Abono Orgánico de escarabajo	0.497
Estiércol de Caballo	0.674
Cascarilla de arroz	0.107
Melaza en solución (7.2%P/V)	0.857

El estiércol de caballo se escogió teniendo en cuenta el estudio comparativo reportado por Neculita *et al.* (2007), en donde se confrontan eficiencias en diferentes bioreactores que utilizan sustratos orgánicos distintos. De este estudio se advierte que el estiércol de caballo resulta particularmente efectivo en la promoción de las SBR.

Las densidades de cada uno de los componentes del sustrato se presentan en la Tabla 4. Los detalles sobre la composición porcentual del sustrato aparecen referidos en el capítulo 5.

2.5 Macrófitas

Las macrófitas son las plantas emergentes utilizadas en la construcción de los humedales prototipos. La vegetación de los humedales juega un rol crucial en los siguientes procesos: a) sedimentación y filtración de contaminantes sólidos. b) captación de contaminantes en raíces y tallos. c) oxidación de la rizósfera y d) provisión de amplias áreas superficiales apropiadas para la precipitación de sólidos. Además, las macrófitas resultan esenciales para el mantenimiento de fuentes de carbono fácilmente disponible para la descomposición microbiana (Mayes *et al.*, 2009; Stottmeister *et al.*, 2003).

Las macrófitas apropiadas para la biorremediación de aguas contaminadas con AMD son capaces de expandirse en ambientes con condiciones extremas de pH y/o altas concentraciones de metales pesados. En estos ambientes hostiles pueden tener un rápido crecimiento con alta producción de biomasa, y pueden llegar a acumular metales pesados en sus tejidos (Pérez-Sirvent *et al.*, 2017; Bonnano y Cirelli, 2017).

En este trabajo de aplicación se utilizaron dos especies de macrófitas: *Typha latifolia* y *Pennisetum purpureum*. La elección se hizo teniendo en cuenta tres criterios generales: i) estas plantas han sido exitosamente utilizadas en fitorremediación con humedales artificiales. ii) Son adaptables a ambientes muy diversos que pueden ser ácidos, alcalinos o con concentraciones altas de metales pesados. iii) Crecen espontáneamente en algunas zonas pantanosas dentro de la ciudad de Tunja, lo que facilita su adquisición y asegura su adaptación a las condiciones ambientales de los humedales construidos.



Figura 10. *Typha latifolia* y *Pennisetum purpureum* en su entorno natural.

En la Figura 10 aparecen unas imágenes de las dos especies de macrófitas. Los ejemplares de *Typha latifolia* fueron tomadas de un pequeño humedal que forma parte del vivero de agronomía de la UPTC sede Tunja. En este entorno natural crecen silvestres como plantas emergentes, y son consideradas una especie invasiva, por lo que de manera regular tienen que ser parcialmente erradicadas. Los ejemplares de *Pennisetum purpureum* también fueron encontrados en la UPTC, en unos terrenos destinados al pastoreo, alledaños al humedal, en donde crecen en una zona húmeda no inundada.

Las macrófitas utilizadas fueron tomadas de su medio natural, podadas y trasplantadas en un cultivo casero. Esto con el ánimo de tenerlas disponibles para su disposición definitiva en los humedales prototipo.

2.5.1 *Typha latifolia* La *Typha latifolia* es una macrófita emergente, rizomatosa perenne, de la familia *Thyphaceae*, conocida con los nombres comunes de espadaña y enea, que se encuentra distribuida en todo el mundo en humedales, lagos y ríos. Esta planta se propaga muy rápido, tendiendo a comportarse como una especie invasiva.

La *Typha latifolia* ha sido comúnmente usada en fitorremediación especialmente en procesos de fitoestabilización, fitoextracción y tratamiento de agua con humedales construidos. *Typha latifolia* se caracteriza por su alta tolerancia en ambientes con elevadas concentraciones de metales pesados, los cuales pueden ser acumulados en sus raíces, y en un nivel muy bajo translocados hacia sus hojas, sin que se pueda decir que esta planta sea “hiperacumuladora” (Bonnano y Cirelli, 2017; Pérez-Sirvent *et al.*, 2017). El nivel de acumulación de trazas de metales en *Typha latifolia* depende del tipo de actividad antropogénica local la cual puede ser agrícola, industrial y/o doméstica (Klink *et al.*, 2016). No se tiene claridad sobre el tipo de stress generado en estas macrófitas, asociado con las altas concentraciones de metales (Mayes *et al.*, 2009).

Typha latifolia también se caracteriza por su alta tolerancia en ambientes con valores de pH extremos. Esta macrófita ha sido utilizada por igual para el tratamiento de drenajes mineros muy ácidos y muy alcalinos (Mayes *et al.*, 2009; Pérez-Sirvent *et al.*, 2017).

Debido a sus propiedades morfológicas y ecológicas, las espadañas pueden jugar un papel crucial en los procesos de auto-purificación de agua: oxigenando el suelo, estimulando la actividad de la micro-flora y promoviendo la oxidación y mineralización de sustancias tóxicas (Klink *et al.*, 2016).

2.5.2 *Pennisetum purpureum* El *Pennisetum purpureum* es una macrófita perteneciente a la familia *Poacea*, conocida con el nombre común de pasto elefante, nativa de las planicies tropicales

del África. Se ha usado extensivamente como pasto de corte, en la alimentación de ganado, aprovechando su alta productividad, también se le ha utilizado para la producción de biocombustibles. En menor medida el *Pennisetum purpureum* se ha utilizado en fitorremediación, en donde se ha incorporado en humedales construidos para reducir niveles de metales pesados y nutrientes en las aguas residuales domésticas y agropecuarias (Ogunkunle *et al.*, 2014; Xu *et al.*, 2015; Klomjek, 2016).

Aunque *Pennisetum purpureum* no ha sido comúnmente utilizado en el tratamiento de drenajes mineros, si lo han sido otras *Poaceas*, especialmente el *Phragmites australis*, una planta de humedal que se ha destacado por ser capaz de sobrevivir a bajos pH y altas concentraciones de metales (Pérez-Sirvent *et al.*, 2017; Mayes *et al.*, 2009).

2.6 Determinaciones analíticas

El análisis fisicoquímico de los drenajes ácidos de mina crudos y tratados, se limitó únicamente a la cuantificación de tres parámetros de calidad: pH, sulfatos y hierro. Como el hierro férrico y los iones sulfato son dos de los principales contaminantes del DAM, el rol de los humedales y los tratamientos pasivos abióticos se orienta a la producción de alcalinidad y a la remoción de hierro férrico y sulfatos (Ashane *et al.*, 2018).

Todas las medidas de los parámetros analíticas de AMD fueron realizadas en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la UPTC sede Tunja.

El pH se determinó con un equipo SCHOTT handylab pH 11, usando el método electrométrico 4500-H⁺ B. (APHA 2012). La sensibilidad del equipo es de 0.1 unidades.

El hierro total fue determinado por espectrofotometría en un equipo Spectroquant Multy Merck, usando el método USEPA ferrover, una adaptación del método de la fenantrolina 3500-Fe B (APHA 2012). El límite de detección del método fue de 0.02 mg/L de Fe.

Para las medidas de sulfatos se utilizó un espectrofotómetro: T90+UV/VIS Spectrometer, usando el método turbidimétrico 4500-SO₄²⁻ E. (APHA 2012). El límite de detección del método fue de 10 mg/L.

Para los monitoreo de temperatura realizados al sustrato orgánico de los humedales prototipo, se utilizó un termómetro para suelo marca Inovalley, con una sensibilidad de 0.2°C.

3. Ensayos con los Lechos rellenos con Caliza de Flujo Vertical (LCFV)

3.1 Introducción

En el tratamiento pasivo de los drenajes ácidos de minas de carbón, a escala real, se utilizan diferentes dispositivos construidos con lechos rellenos con caliza, este es el caso de los drenajes anóxicos de calizas (en inglés anoxic limestone drains ALD), los canales abiertos cubiertos con calizas (en inglés open limestone channels OLC) y las lagunas soportadas sobre lechos de caliza (Neculita et al., 2007; Kefeni *et al.*, 2017).

Las fosas o trincheras rellenas con piedra caliza son los sistemas químicos de tratamiento pasivo más idóneos, pues la piedra caliza es un mineral comúnmente de fácil disposición y de bajo costo (Lakovleva *et al.*, 2015). En contraposición a estos sistemas están los sistemas activos de

tratamiento en donde la neutralización comúnmente se hace con cal o hidróxido de sodio, con unos costos significativamente más altos en insumos químicos, mantenimiento y operación (Hengen *et al.*, 2014).

En este trabajo se utilizaron cinco prototipos denominados *lechos rellenos con caliza de flujo vertical* (LCFV). Todos los LCFV tienen las mismas especificaciones. Constan de una botella plástica de 1.2 L de capacidad, la cual hace las veces de columna de relleno. La botella va adecuada a un tubo de cobre doblado en forma de S, que tiene un calibre interior de 4 mm. Una manguera plástica permite conectar el tubo con una boquilla de salida la cual tiene un diámetro interno de 2 mm. El prototipo también incorpora un dispositivo para el control de flujo de salida, el cual utiliza una rueda que permite estrechar o bloquear el paso de agua a través de la manguera. El diseño del prototipo LCFV se ilustra en la Figura 11.

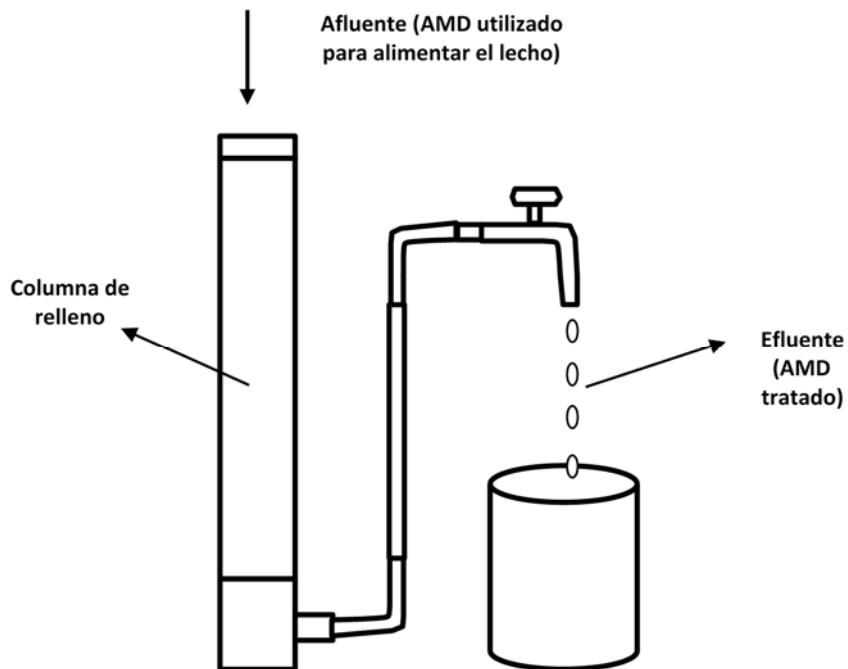


Figura 11. Esquema de un prototipo LCFV.

3.2 Metodología

La evaluación de los LCFV con AMD se llevó a cabo mediante dos ensayos realizados en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la UPTC sede Tunja. En el primer ensayo, se evaluaron por duplicado los tres tipos de gravas de caliza adquiridos directamente en el mercado (sin haber sido sometidos a un proceso de separación granulométrica). En el segundo ensayo, se evaluaron por duplicado cinco tipos de gravas de caliza obtenidas a partir de la separación granulométrica. En Tabla 5 y Tabla 6 se especifican las calizas utilizadas en cada LCFV.

Tabla 5.

Tipo de grava de caliza utilizado en cada LCFV en la primera evaluación.

Rotulo del lecho de caliza	Tipo de grava de caliza
LCFV1	Granzón
LCFV2	Granzón
LCFV3	Gravilla primera
LCFV4	Gravilla primera
LCFV5	Gravilla segunda
LCFV6	Gravilla segunda

Tabla 6.

Tipo de grava de caliza utilizado en cada LCFV en la segunda evaluación.

Rotulo del lecho de caliza	Rangos de diámetro de partícula (pulg)
LCFV1	0 - $\frac{1}{4}$
LCFV2	$\frac{1}{4}$ - $\frac{3}{8}$
LCFV3	$\frac{3}{8}$ - $\frac{1}{2}$

Rotulo del lecho de caliza	Rangos de diámetro de partícula (pulg)
LCFV4	$\frac{1}{2}$ - $\frac{3}{4}$
LCFV5	$\frac{3}{4}$ - 1

Tanto en el primer como en el segundo ensayo se siguió el mismo procedimiento. Se hizo pasar un volumen de 2500 ml de ADM a través de cada uno de los seis lechos de caliza. La evaluación de cada uno de los lechos se llevó a cabo operándolos como sistemas de flujo continuo, en donde se procuró mantener condiciones hidráulicas de estado estacionario. Para lograrlo se fue llenando la botella con el AMD, de tal manera que el nivel de agua siempre se mantenía igual mientras el agua iba siendo desalojada a través de la llave de salida. Los parámetros medidos fueron temperatura, flujo de salida, pH, hierro y sulfatos. Los tres últimos parámetros se midieron a la entrada y a la salida. En la Figura 12 se muestran unas imágenes del procedimiento experimental seguido en la evaluación de los LCFV.



Figura 12. Evaluación de los LCFV.

3.3 Resultados y Discusión

En el Apéndice B aparecen reportadas todos los datos obtenidos en la evaluación de los LCFV.

3.3.1 Medidas de caudales En la Figura 13 se comparan las medidas de caudales obtenidas en cada uno de los dos ensayos con los LCFV. Los ajustes de los flujos volumétricos en el primero ensayo, se pudieron lograr de tal manera que los flujos medios en cada uno de los seis lechos de caliza verticales variará dentro de un rango comprendido entre 10.3L/h y 12.3L/h. con un caudal medio de 11.6L/h. Las desviaciones estándar en los caudales estuvieron en un rango comprendido entre 0.3L/h y 0.6L/h.

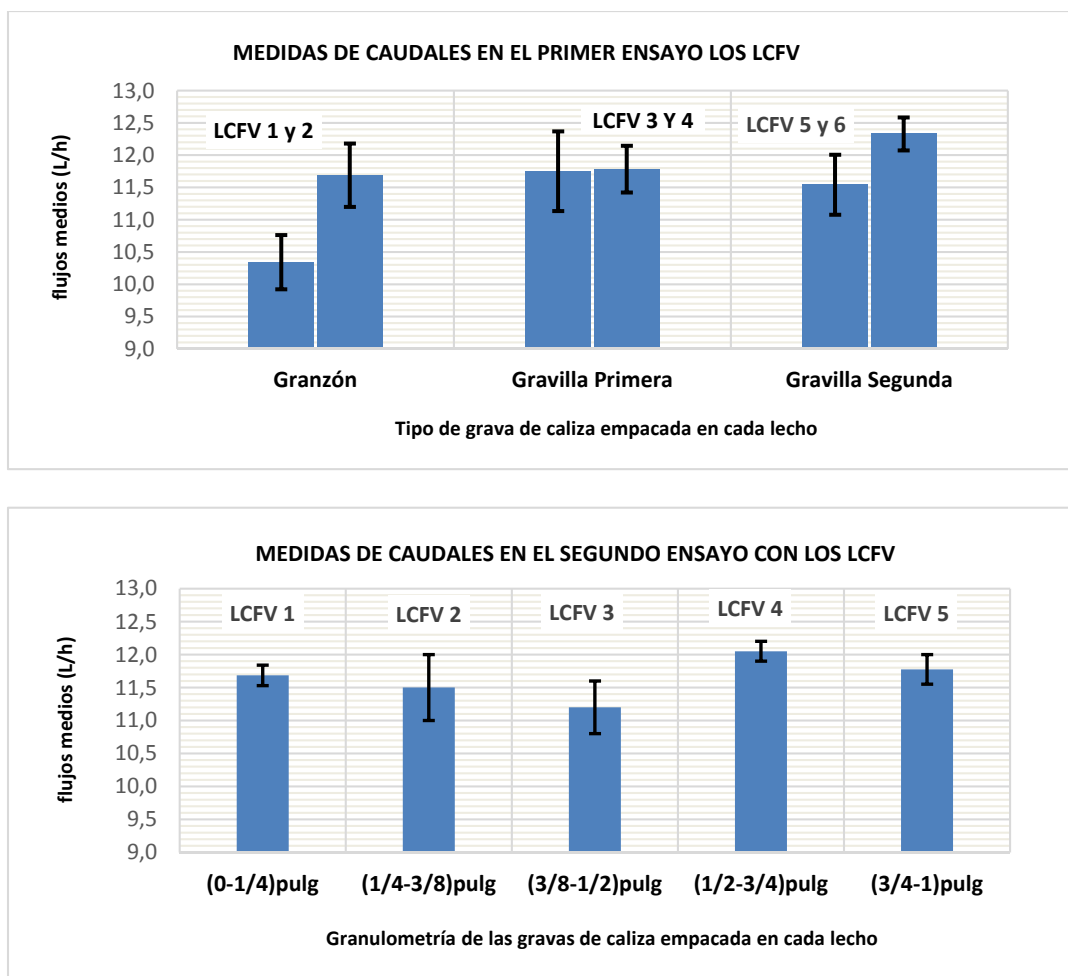


Figura 13. Diagramas de barra de los flujos volumétricos medios obtenidos en cada uno de los dos ensayos con LCFV.

En el segundo ensayo, los flujos medios en cada uno de los cinco lechos de caliza variaron dentro de un rango comprendido entre 11,2L/h y 12,1L/h, con un caudal medio de 11,7L/h. Las desviaciones estándar variaron entre 0,1L/h y 0,5L/h.

3.3.2 Medidas de pH En la Figura 14 se contrastan los valores de pH en las entradas y en las salidas de cada uno de los lechos rellenos de caliza evaluadas en los dos ensayos.

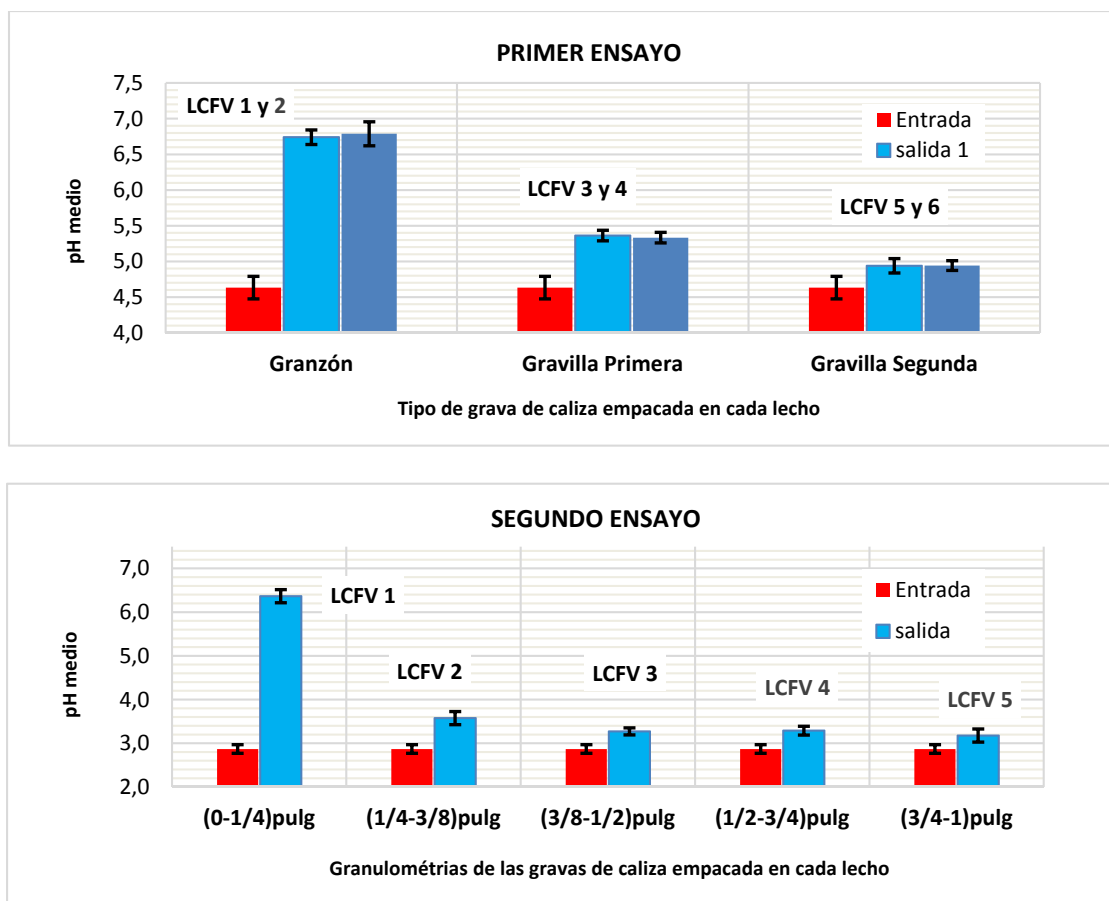


Figura 14. Medidas de pH obtenidas en cada uno de los dos ensayos con los LCFV.

Con el granzón (constituido en más de un 85.7% por gravas con tamaño de grano entre 0 y $\frac{1}{4}$ pulg) se logra un aumento de pH de 4.6 ± 0.2 hasta 6.8 ± 0.2 . Las gravas con granulometría comprendida entre 0 y $\frac{1}{4}$ pulg (evaluadas en el segundo ensayo), permiten elevar el pH desde 2.9 ± 0.1 hasta 6.4 ± 0.2 . Las gravillas primera y segunda, logran aumentos de pH que varían de 4.6 ± 0.2 a valores comprendido entre 4.9 ± 0.1 y 5.4 ± 0.1 . En las gravillas de caliza con granulometría superior a $\frac{1}{4}$ pulg (evaluadas en el segundo ensayo) los aumentos de pH varían de 2.9 ± 0.1 a valores comprendidos entre 3.2 ± 0.2 y 3.6 ± 0.2 .

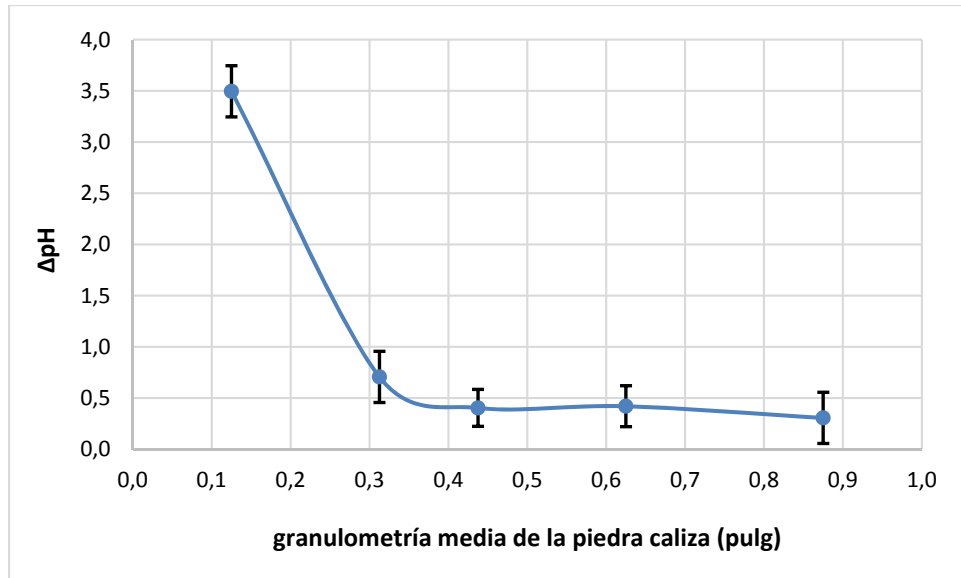


Figura 15. Variación de pH con respecto a la granulometría media de las gravas de caliza en los LCFV

La Figura 15 muestra la variación de pH versus granulometría de la piedra de caliza, obtenidos a partir de los datos del segundo ensayo con los LCFV. La variación de pH se determinó con la diferencia entre el pH de entrada y el pH de salida (2).

$$\Delta pH = pH_{SALIDA} - pH_{ENTRADA} \quad (2)$$

Al disminuir el tamaño de las gravas aumenta el área efectiva de contacto entre el AMD y la caliza, lo que repercute en una mayor capacidad de las gravas para contrarrestar los excesos de acidez. Es por esto que la granulometría de la piedra caliza se convierte en un parámetro crucial para aumentar el pH (Lakovleva *et al.*, 2015). La lixiviación de la piedra caliza provocada por los drenajes ácidos mineros, reduce los niveles de acidez, al transformar un ácido fuerte, el H_2SO_4 , en uno débil, el H_2CO_3 , generando a su vez sulfato de calcio (Ashane *et al.*, 2018).

3.3.3 Medidas de sulfatos En la Figura 16 se compara las concentraciones de sulfatos en entradas y salidas para cada ensayo. Para la determinación de los porcentajes de remoción (%R)

siempre se utiliza la ecuación 3, la cual involucra la concentración de entrada ($C_{ENTRADA}$) y la concentración de salida (C_{SALIDA}).

$$\%R = \left(\frac{C_{ENTRADA} - C_{SALIDA}}{C_{ENTRADA}} \right) * 100 \quad (3)$$

En la Figura 17 se muestra la variación en los porcentajes de remoción de sulfatos en función de la granulometría de la piedra caliza. No se advierte una correlación clara entre los dos ensayos, pues en el primero, al aumentar la granulometría de las calizas también se incrementan los niveles de remoción de sulfatos, mientras que en el segundo, no se evidencia una tendencia definida en la variación de los niveles de remoción con respecto a la granulometría de las calizas.

En el primer ensayo se lograron porcentajes de remoción de sulfatos de 17.1 ± 7.6 , 26.4 ± 4.1 y 30.8 ± 5.8 sucesivamente para el granzón, la gravilla primera y la gravilla segunda.

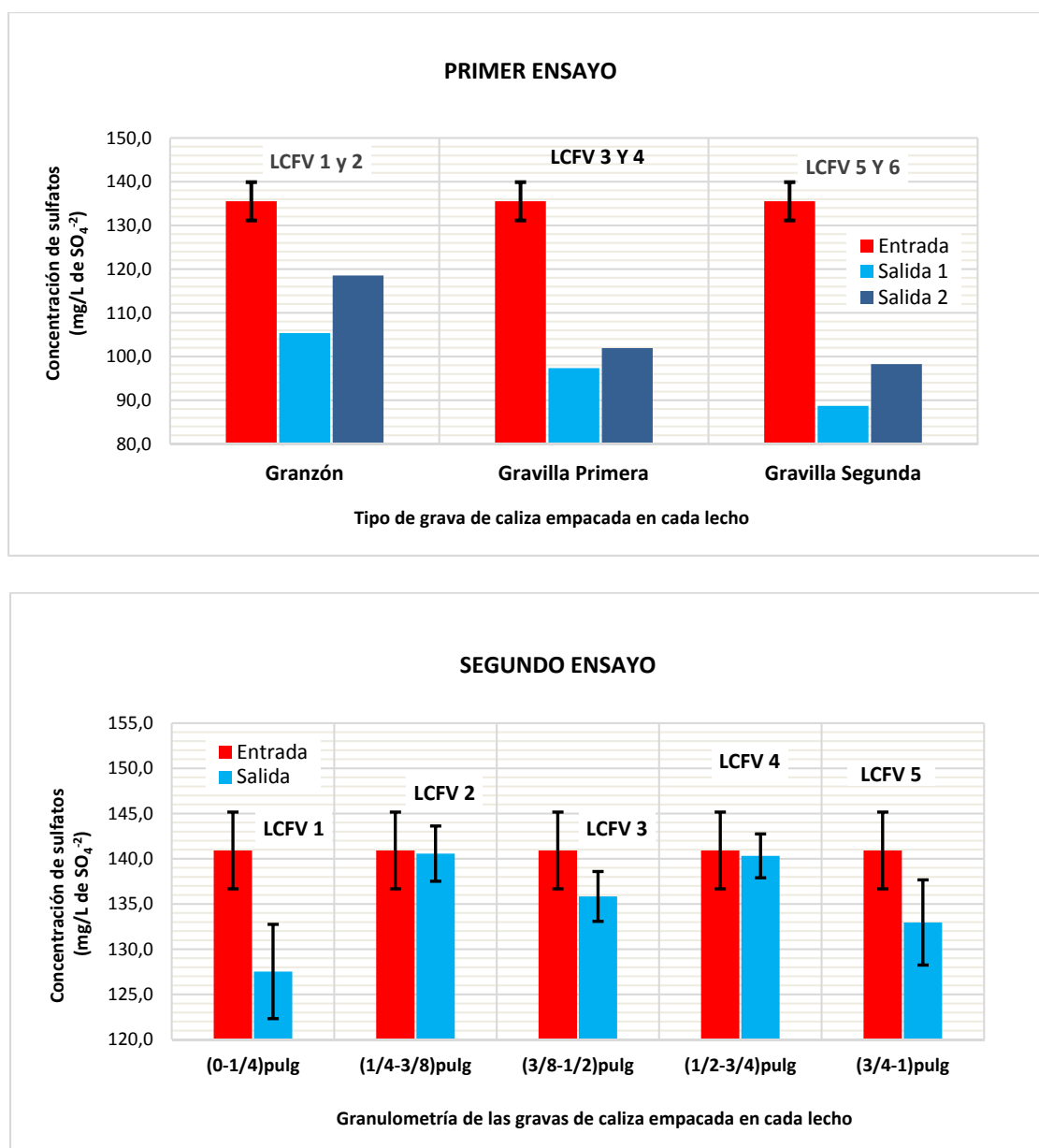


Figura 16. Medidas de sulfatos obtenidos en cada uno de los dos ensayos con LCFV.

Las remociones de sulfatos obtenidas en cada uno de los cinco lechos de caliza analizados en el segundo ensayo, están todas por debajo de un 16%. De manera que no se logran obtener porcentajes de remoción significativamente altos, lo cual no resulta sorprendente, pues con las gravas de caliza no se dispone de un mecanismo efectivo que garantice elevados niveles de remoción de sulfatos (Ashane *et al.*, 2018). La liberación de iones sulfatos por lixiviación de la

caliza podría, inclusive, superar la capacidad adsorbente que eventualmente este tipo de roca pueda tener sobre los sulfatos metálicos.

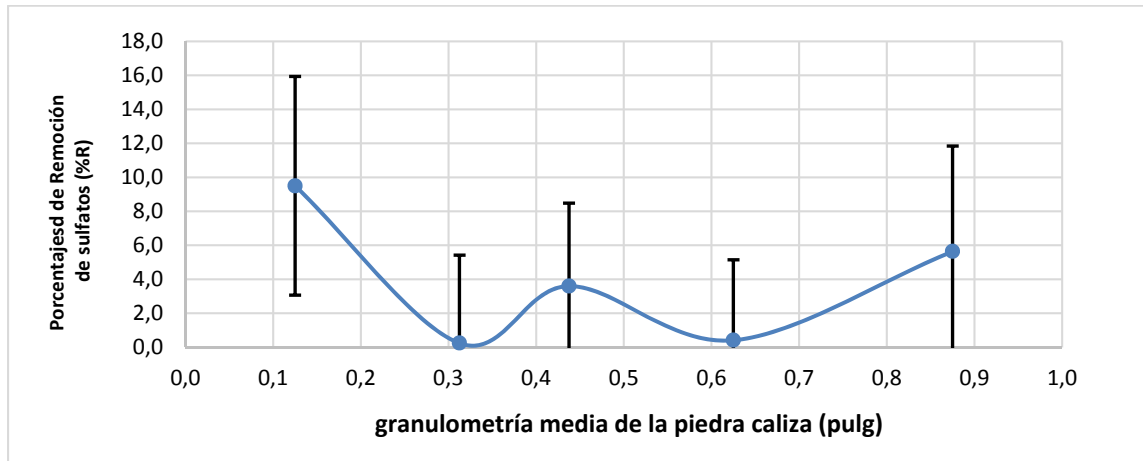
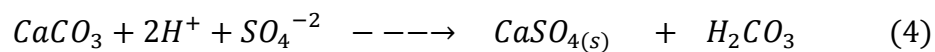
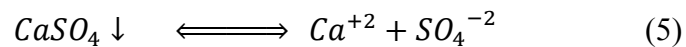


Figura 17. Porcentajes de remoción de sulfatos versus granulometría media de piedra caliza en los LCFV.

A continuación se presenta la reacción fundamental de neutralización que se da entre el carbonato de calcio (proveniente de la piedra caliza) y el ácido sulfúrico (que forma parte de los drenajes mineros):



La reacción de equilibrio precipitación – solubilización del sulfato de calcio, con su correspondiente constante de equilibrio, medida a 25°C, se presentan a continuación (Orozco *et al.*, 2003):



$$K_{ps} = [\text{Ca}^{+2}] * [\text{SO}_4^{-2}] = 9.1 \times 10^{-6} \quad (6)$$

La constante producto de solubilidad para el carbonato de calcio (K_{ps}) tiene un valor de 2.8×10^{-9} a 25°C. De manera que el CaSO_4 tiene una mayor solubilidad que el CaCO_3 . La relación

entre las dos constantes de equilibrio conlleva a que la solubilidad (S) del CaSO_4 es 57 veces mayor que la solubilidad del CaCO_3 (Orozco *et al.*, 2003):

$$\frac{S(\text{CaSO}_4)}{S(\text{CaCO}_3)} = 57 \quad (7)$$

Al analizar el efecto de ion común se deduce que para iguales concentraciones de iones Ca^{+2} la concentración de iones sulfato corresponde a 3250 veces la concentración de iones carbonato. En síntesis se puede afirmar que el sulfato de calcio que se genera en la reacción de neutralización de AMD con gravas de caliza, es una sal con una solubilidad relativamente alta, lo que conlleva a que el nivel de remoción mediante precipitación y adsorción sobre la superficie de las calizas sea limitado.

3.3.4 Medidas de hierro En la Figura 18 se comparan las medidas de hierro en los dos ensayos con los LCFV, en donde se confronta las concentraciones de entrada frente a las concentraciones de salida. Se advierte una tendencia claramente definida en donde a medida que aumenta la granulometría de la piedra caliza aumenta la remoción de hierro. En la Figura 19 se presenta los porcentajes de remoción de hierro logrados con cada una de las cinco granulometrías analizadas en el segundo ensayo con los LCFV.

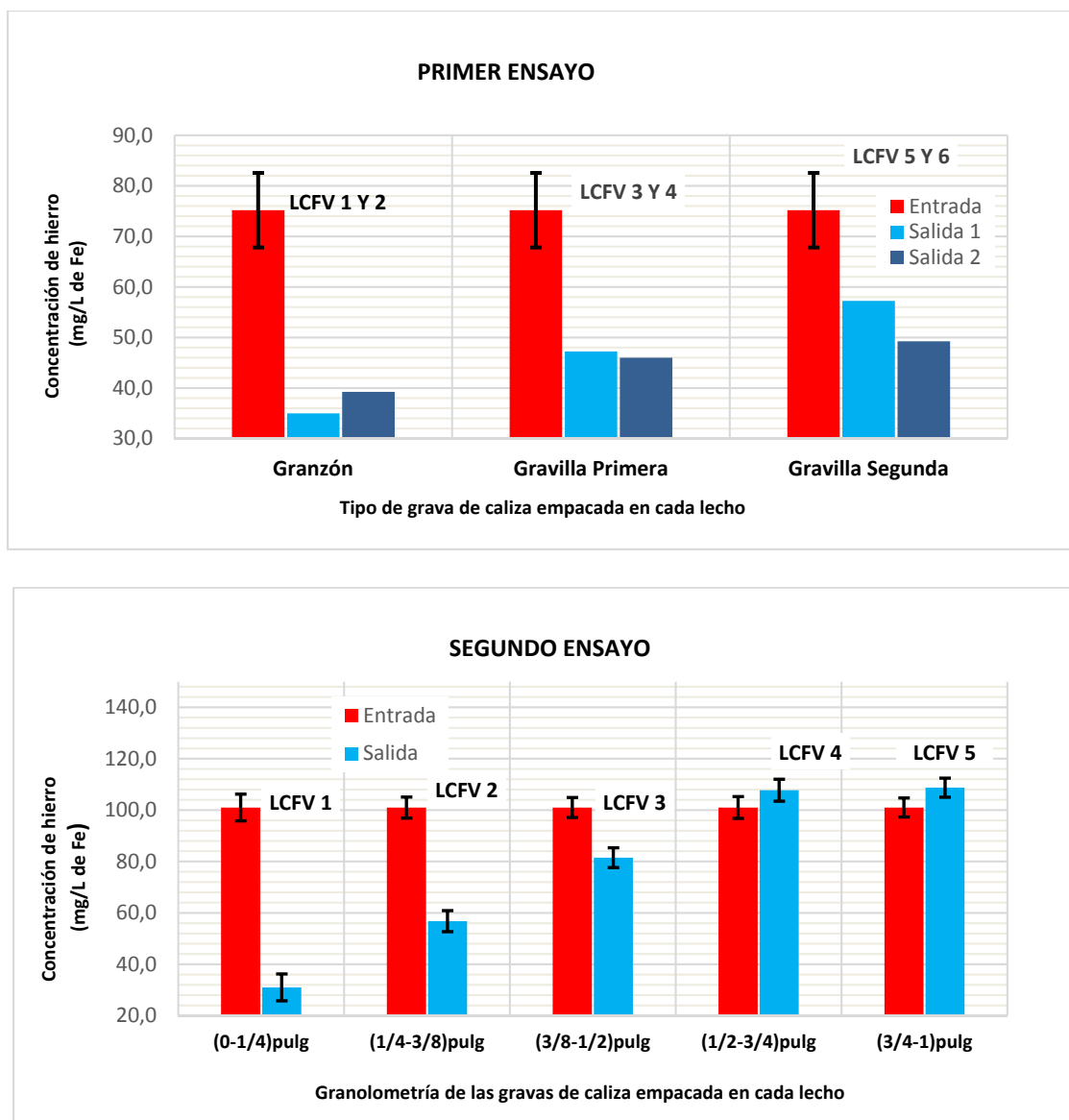


Figura 18. Diagramas de barra de las medidas de hierro obtenidos en cada uno de los dos ensayos con los LCFV.

En los análisis de hierro se logra una eficiencia considerablemente más alta con la columna rellena con piedra caliza de menor granulometría. Con un rango de granulometría comprendido entre 0 y $\frac{1}{4}$ pulg la remoción de hierro lograda fue de un $69.3 \pm 7.1\%$. Para la siguiente columna rellena con calizas cuya granulometría varía entre $\frac{1}{4}$ y $\frac{3}{8}$ pulg la remoción de hierro fue de un $43.8 \pm 7.6\%$. Para las gravas con tamaño de grano comprendido entre $\frac{3}{8}$ y $\frac{1}{2}$ pulg la remoción

alcanzada fue de un $19.3 \pm 8.9\%$. Y para las dos últimas columnas evaluadas con granulometrías superiores a $\frac{1}{2}$ pulg ya no se logró evidenciar remoción de hierro, por el contrario los niveles de hierro a la salida de las columnas están dentro del rango de incertidumbre de las medidas de hierro a la entrada. En el primer ensayo se lograron porcentajes de remoción de hierro de 49.9 ± 7.7 , 37.5 ± 5.3 y 29.2 ± 1.6 sucesivamente para el granzón, la gravilla primera y la gravilla segunda.

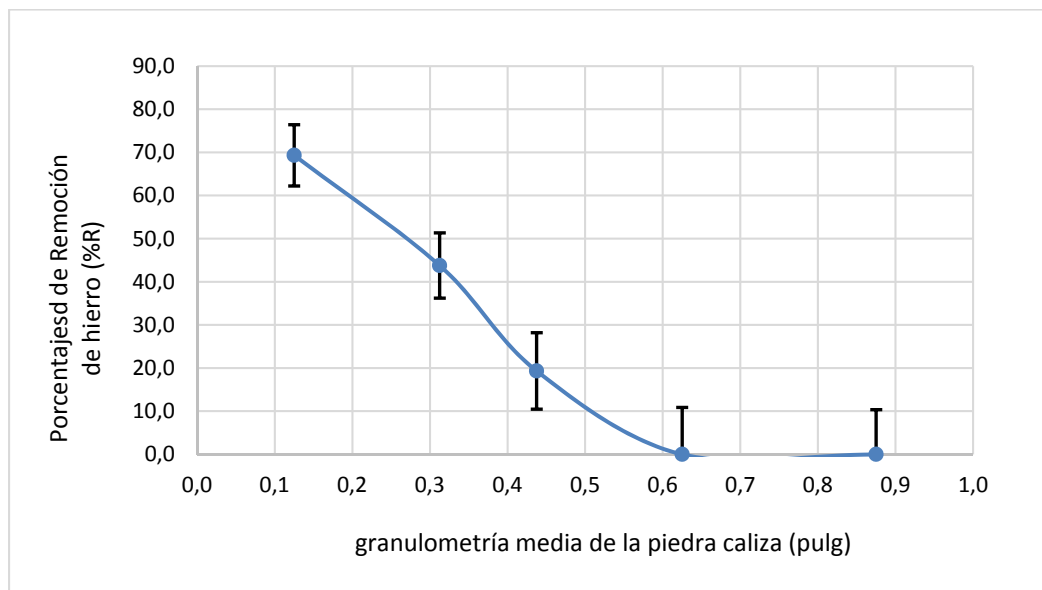


Figura 19. Porcentajes de remoción de hierro en función de la granulometría media de las gravillas de caliza en los LCFV.

En síntesis, se evidenció que la capacidad de remoción de hierro en un LCFV está condicionado al tamaño de las gravas de caliza, y por ende, al área superficial efectiva de la caliza sobre la cual el hierro férrico podrá ser adsorbido.

3.4 Conclusiones y Recomendaciones

Se evaluaron unos lechos de caliza de flujo vertical (LCFV) diseñados y contruidos para el tratamiento de drenajes ácidos mineros (AMD). Estas unidades fueron operadas como sistemas de flujo continuo, alimentadas con 2500 ml de AMD manteniendo flujos medios de 11.7 L/h. Los LCFV con granulometría de relleno menor o igual a $\frac{1}{2}$ pulgada, resultaron ser muy efectivos para la remoción de hierro y el incremento de pH, arrojando unos porcentajes de remoción de hierro de un $69.3 \pm 7.1\%$ y unos aumentos de pH desde 2.9 ± 0.1 unidades hasta 6.4 ± 0.2 unidades.

Al aumentar la granulometría de la caliza, se reduce considerablemente su capacidad para contrarrestar acidez y remover hierro. Pero por otro lado, al disminuir la granulometría de la piedra caliza, el sistema se vuelve más vulnerable a la colmatación, más cuando son alimentados con AMD con muy alta concentración de hierro u otros metales (Macias *et al.*, 2012). Es recomendable que cuando se evalúen los lechos de caliza de flujo horizontal (en la siguiente etapa del trabajo de aplicación), se utilice un sistema con varios lechos acoplados en serie, rellenos con gravas de caliza de diferente granulometría. Esta nueva configuración, permite contrarrestar de manera más efectiva la tendencia a la colmatación, un grave problema que suele afectar de forma severa el tiempo de vida útil de estos sistemas (Kefeni *et al.*, 2017).

4. Evaluación del pretratamiento de los drenajes ácidos de mina

4.1 Introducción

El pretratamiento de los AMD evaluado en este trabajo consta de dos etapas, en la primera el AMD se pasa por un *sistema constituido por cinco lechos de calizas de flujo horizontal acoplados en serie* (SLCFH), en la segunda etapa el efluente del SLCFH se hace pasar por un *sistema de aireación con cascadas* (SAC). La salida de este segundo sistema servirá para alimentar los humedales construidos cuando el sistema completo esté en operación.

La gran mayoría de los sistemas de tratamiento pasivo de AMD a escala real, utilizan lechos de caliza con flujo horizontal y no con flujo vertical. Para lograr una mayor concordancia entre las condiciones a escala laboratorio y las condiciones reales se eligió un SLCFH.

El SAC estimula la oxidación de iones metálicos tales como hierro y manganeso, los cuales al pasar de estados reducidos a estados oxidados tienden a formar productos de baja solubilidad que pueden ser retenidos por adsorción sobre los lechos de carbón coque (Clyde *et al.*, 2016).

El paso del agua de los lechos de caliza al SAC, propicia un cambio significativo en el potencial redox del AMD; pasando de condiciones anóxicas a condiciones aerobias, lo que potencializa la precipitación de metales. Se escogió el coque como adsorbente, porque es el material tradicionalmente utilizado en las torres de aireación en plantas potabilizadoras y tratamientos de AMD. Aunque materiales sintéticos como los anillos “*pall ring*” ofrecen una mejor alternativa, en este trabajo no fueron considerados, pues para todos los prototipos se

utilizaron únicamente materiales de bajo costo y fácil adquisición, algo que suele caracterizar a los sistemas de tratamiento pasivo de AMD (Clyde *et al.*, 2016; Hengen *et al.*, 2014). La Figura 20 ilustra las configuraciones tanto del sistema de lechos de caliza acoplados en serie como del sistema de aireación con cascadas.

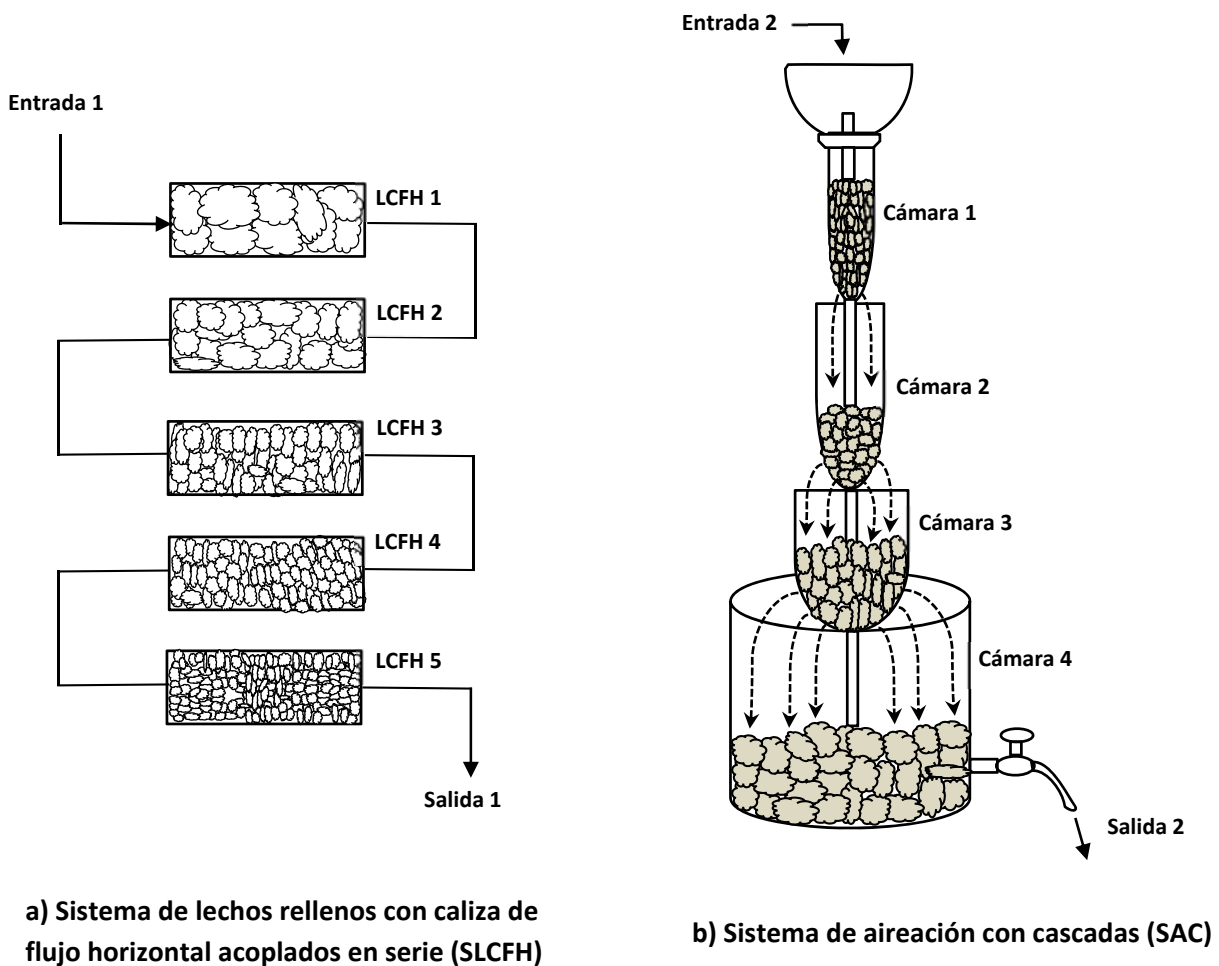


Figura 20. Configuración de los dos sistemas utilizados en el pretratamiento de los AMD.

4.1.1 El sistema de lechos de caliza de flujo horizontal acoplados en serie (SLCFH) EL

SLCFH utiliza una única configuración, la cual consta de cinco botellas conectadas en serie

(idénticas a las que se usaron en la construcción de los LCFV). Las botellas están unidas entre sí con tubos de aluminio (con diámetro interno de 6mm) y mangueras plásticas (con diámetro interno de 8mm). La entrada del SLCFH está conectada a un tanque de suministro del AMD con una manguera plástica (de 11 mm de diámetro interno). Un dispositivo conectado a la salida del SLCFH (análogo al utilizado en los prototipos LCFV) permite controlar el flujo de salida.

Para completar la configuración del SLCFH, se necesitó definir el tipo de gravas utilizada como relleno en cada uno de los 5 lechos. Para esto se tuvo en cuenta los resultados obtenidos en la evaluación previa de las columnas de caliza (LCFV). Los resultados obtenidos evidencian que las gravas con rango de granulometrías menores o iguales a $\frac{1}{4}$ pulg, ofrecieron una remoción de hierro y una reducción de la acidez mucho más significativa que los otros cuatro rangos de granulometrías analizadas. De hecho cuando el rango de granulometrías era igual o superior a $\frac{1}{2}$ pulg, no se logró evidenciar remoción de hierro y la reducción de acidez fue muy baja. Si los porcentajes de remoción de hierro y sulfato, y los niveles de aumento en el pH, se establecen como el criterio definitivo para elegir el tipo de grava usada como relleno en los LCFV, la elección tendría que ser el granzón o las gravas con tamaño de grano comprendido entre 0 y $\frac{1}{4}$ pulg. Sin embargo hay que tener en cuenta que el pretratamiento implica aspectos muy importantes que no necesariamente tiene que ver con los tres parámetros de calidad referidos.

Uno de los objetivos fundamentales del pretratamiento es la remoción de materia gruesa y arenas para evitar o reducir problemas tales como: i) obstrucción o taponamiento de mangueras y tubos. ii) colmatación en los lechos de los humedales.

El pretratamiento del AMD es vital para garantizar un buen funcionamiento de los humedales contruidos sin que su vida útil se vea seriamente menguada al afectarse la hidráulica de estos sistemas.

Los lechos rellenos de caliza que se utilizan en tratamientos de AMD, son de hecho muy susceptibles a la colmatación, es por esto que la configuración elegida se hizo teniendo en cuenta no solo las reducciones de acidez, sulfatos y hierro, sino también una configuración en donde el tamaño de gravas va decreciendo, para que así este sistema opere a la manera de un juego de tamices, en donde los primeros lechos sirvan para retener la materia más gruesa y el último de los lechos logre potencializar las remociones de hierro, sulfatos y acidez; de tal manera que su mayor susceptibilidad a la colmatación se vea reducida (Kefeni *et al.*, 2017; Macías *et al.*, 2012). En la Tabla 7 se especifica la granulometría de las calizas utilizadas como relleno en cada uno de los LCFH. Los lechos se enumeran en el orden en que el agua los va atravesando. En la Figura 21 se presentan unas imágenes del SLCFH.

Tabla 7.

Configuración del SLCFH.

Rotulo de cada uno de los lechos de caliza	Rango granulométrico de la piedra caliza usada como lecho empacado (pulg)
LCFH1	$\frac{3}{4} - 1$
LCFH2	$\frac{1}{2} - \frac{3}{4}$
LCFH3	$\frac{3}{8} - \frac{1}{2}$
LCFH4	$\frac{1}{4} - \frac{3}{8}$
LCFH5	$0 - \frac{1}{4}$

Es importante recordar que los humedales construidos se diseñan como unos sistemas híbridos, es decir que tienen una componente abiótica (el lecho inferior de piedra caliza) y una componente biótica (el lecho superior constituido por el sustrato orgánico y las macrófitas). Con

esta configuración se espera reforzar el efecto neutralizante que ejercen las calizas (Lee *et al.*, 2013).



Figura 21. Imágenes del SLCFH

4.1.2 El sistema de aireación con cascadas (SAC) El sistema de aireación con cascadas (SAC) también utiliza una única configuración. Este sistema consta de cuatro compartimientos. Los tres primeros están hechos con botellas plásticas de material reciclable, cuyas perforaciones crean el efecto cascada necesario para la aireación del AMD. A medida que el agua desciende por el SAC atraviesa los lechos de coque utilizados como material de relleno dispuesto en cada compartimiento. La base del SAC es un tanque plástico con una capacidad de 16 L, el cual también hace las veces de cuarto y último compartimiento. El tanque tiene una llave de salida plástica que permite recoger el agua tratada. En la Figura 22 se muestran unas imágenes del SAC.



Figura 22. Imágenes del SAC.

El coque utilizado como lecho empacado en el SAC, se distribuye de acuerdo a su granulometría en cada uno de los compartimentos, pues, a medida que el agua va pasando de una cámara a otra, el tamaño de cada una de estas va aumentando. Por esta misma razón, el número de perforaciones en cada cámara va disminuyendo (16 en la primera, 8 en la segunda y 4 en la tercera). En la

Tabla 8 se especifica la granulometría del coque en cada una de las cámaras, las cuales se enumeran en el orden en que el agua avanza en su flujo descendente.

Tabla 8.

Configuración del SAC

Rotulo de la cámara	Rango granulométrico del coque usada como lecho empacado (pulg)
Cámara 1	0 – ½
Cámara 2	½ - ¾
Cámara 3	¾ - 1
Cámara 4	> 1

4.2 Metodología

4.2.1 Evaluación del SLCFH El ensayo se realizó en el laboratorio de ingeniería ambiental de la UPTC sede Tunja. El SLCFH fue acomodado en una plataforma que permitía un nivel de inclinación aproximado de 15° para facilitar el desalojo de agua. La entrada del SLCFH se conectó al tanque de alimentación, el cual se colocó a 40 cm de altura por encima del sistema de lechos, y se llenó con AMD hasta un nivel de 4 L, mientras la llave de salida del SLCFH se mantenía cerrada.

El SLCFH fue operado en condiciones hidráulicas de flujo continuo estacionario. Para garantizar flujo continuo, el tanque de alimentación fue alimentado con AMD mientras el agua tratada iba siendo evacuada a la salida del SLCFH. La condición de flujo estacionario, se pretendió lograr manteniendo el agua dentro del tanque de alimentación siempre en un nivel de llenado constante (correspondiente a los 4L).

El aforo de caudales se desarrolló durante un periodo de tiempo total de 2h. Las medidas de caudal se realizaron por duplicado, cada una referida a un intervalo de tiempo de 15 min, de manera que al final se dispuso de un total de 8 medidas de caudal medio, distribuidas, cada una de ellas, en intervalos de 15 min.

El AMD que entró al SLCFH fue caracterizado mediante tres parámetros: pH, sulfatos y hierro. Las mediciones se hicieron por triplicado. Para la caracterización del AMD tratado (recogido a la salida del SLCFH) se recogieron 8 muestras puntuales, cada una de 1000 ml, para cuantificar pH, sulfatos y hierro. Las medidas de pH se determinaron, cada una, para un intervalo de tiempo de 15 minutos y las medidas de sulfato y hierro se determinaron, cada una, para un intervalo de tiempo de 30 minutos. En la Figura 23 se muestran imágenes del procedimiento experimental desarrollado en la evaluación del SLCFH.

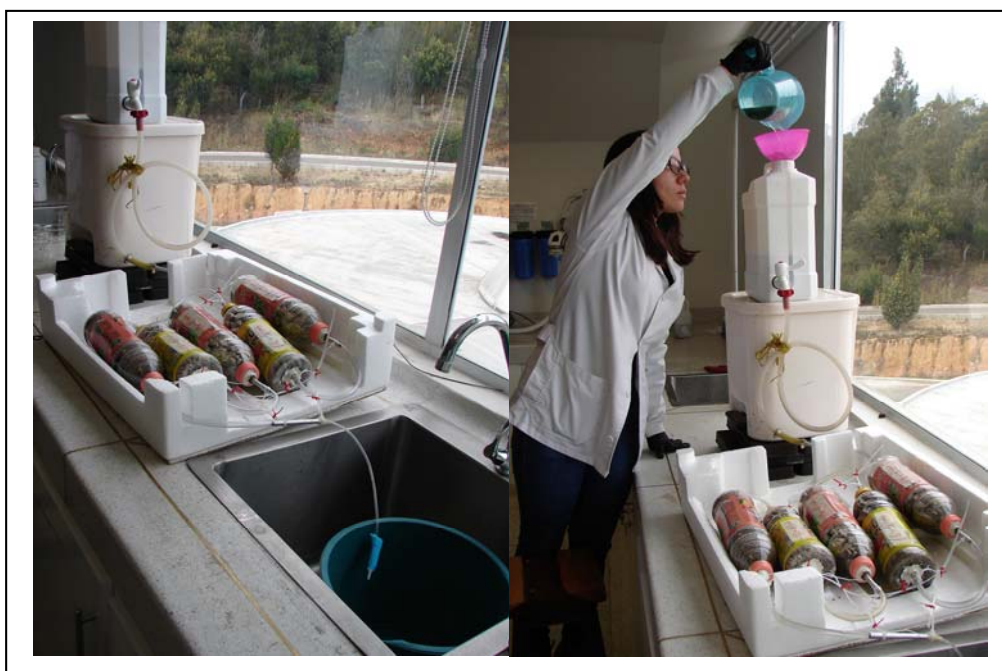


Figura 23. Evaluación del SLCFH.

4.2.2 Evaluación del SAC El ensayo se realizó en el laboratorio de ingeniería ambiental de la UPTC sede Tunja. Para la evaluación del SAC se utilizó el AMD previamente tratado en el SLCFH. El efluente recogido en la primera etapa del pretratamiento se fue mezclando obteniéndose así una única muestra para la alimentación del sistema de aireación.

Al SAC se le suministró un volumen total de 10 L de AMD. El agua se aplicó sobre el sistema operándolo por tandas, y en cada una de las tandas se le suministró un volumen total de 2.5 L. Mientras el AMD atravesaba las cámaras del SAC, la llave de evacuación de agua en el sistema se mantenía cerrada. Una vez que toda el agua suministrada en una tanda accedía a la última cámara, se procedía a abrir la llave de salida, para recoger una muestra a la cual se le analizaba: pH, sulfatos y hierro. La llave de salida se mantenía abierta, hasta que no saliera más agua, solo entonces se procedía a cerrar la llave, y alimentar al sistema con la siguiente tanda de AMD. En la Figura 24 se muestran algunas imágenes del procedimiento experimental desarrollado.



Figura 24. Evaluación del SAC.

4.3 Resultados y Discusión

En Apéndice C se incluyen los resultados de la evaluación del SLCFH y en Apéndice D aparecen los resultados de la evaluación del SAC.

4.3.1 Aforo de caudales en la evaluación de SLCFH La Figura 25 ilustra la variación de los flujos volumétricos medios en función del tiempo, obtenidos en la prueba hidráulica con el SLCFH.

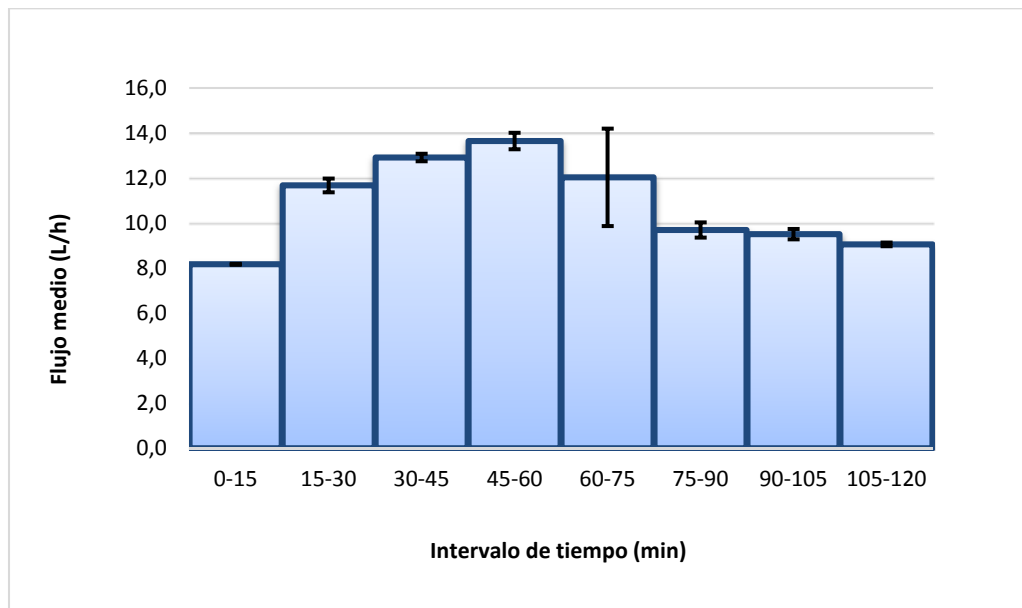


Figura 25. Aforo de caudales en la evaluación del SLCFH.

El caudal promedio obtenido en el ensayo fue de 10.8 L/h. El caudal máximo fue de 13.6 L/h y el caudal mínimo de 8.2L/h. La desviación estándar obtenida en las medidas de caudal fue de 2 L/h, esta variabilidad que se observa en la curva de aforo de caudales, muestra que no se logró una condición plena de flujo estacionario, lo cual es de esperarse debido a que se está trabajando con unos reactores de lecho empacado, en donde el AMD que va circulando va lixiviando las gravas de caliza lo que hace que la naturaleza química y física del fluido se va viendo transformada a medida que atraviesa los lechos. Otro aspecto que contribuye a la variabilidad en el flujo volumétrico tiene que ver con los espacios libres que dejan las gravas de caliza en cada lecho, los

cuales no siempre van a estar completamente llenos de agua, y a medida que el líquido fluye se encuentra con aire que es arrastrado a la salida del sistema.

Al observar el perfil de caudales no se evidencia que durante el ensayo se presente una reducción progresiva en los caudales medios. Aunque estos sistemas de tratamiento tienden a colmatarse, este fenómeno tendrá que ser analizado en un periodo de tiempo extendido de varias semanas, y a lo largo de varios ensayos.

4.3.2 Medidas de pH En la Figura 26 se ilustran las variaciones de pH en el ensayo con el SLCFH. Se observa que el AMD de alimentación entra con un pH medio de 4.3 y sale con un pH medio de 7.4. La desviación estándar en las diferentes medidas de pH a la salida es de 0.1 unidades. De estos resultados se evidencia que el SLCFH contrarrestó eficientemente la elevada acidez del AMD, con un nivel de variabilidad muy bajo. El AMD entra al sistema de lechos de caliza con un pH medianamente ácido y sale con un pH neutro, lo que corresponde a un nivel de reducción de la acidez satisfactorio.

En la Figura 27 se ilustran las variaciones de pH en el ensayo con el SAC. Se observa que el pH medio en la entrada es de 7.3 y en la salida es de 7.5. El SAC no ofrece un mecanismo efectivo para contrarrestar acidez y aumentar pH, y es por esto que las variaciones de pH no resultan significativas en la adsorción que se presenta sobre las superficies de los lechos de coque.

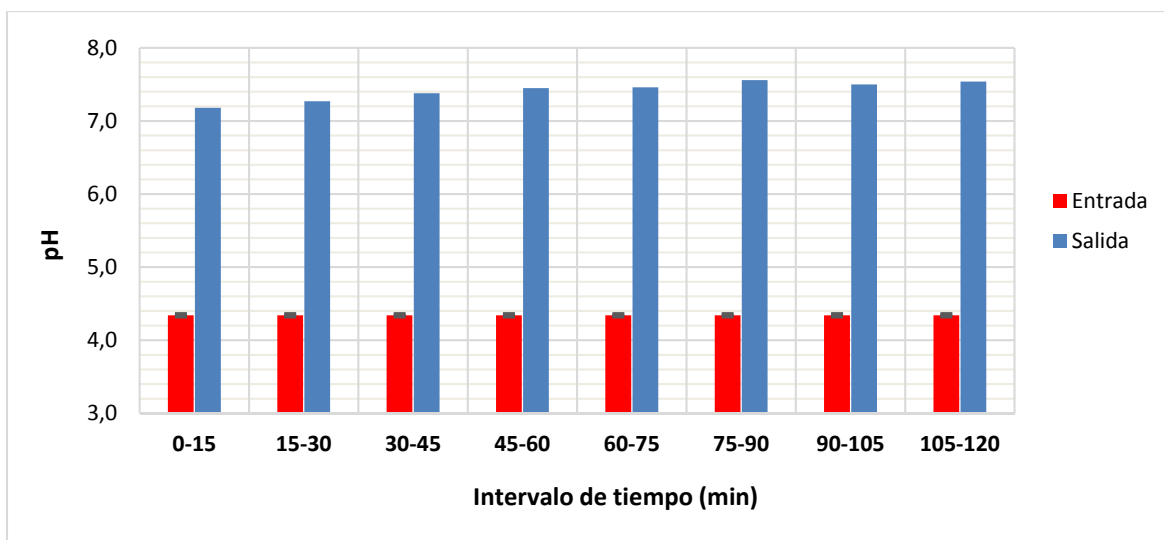


Figura 26. Medidas de pH obtenidas en la evaluación del SLCFH.

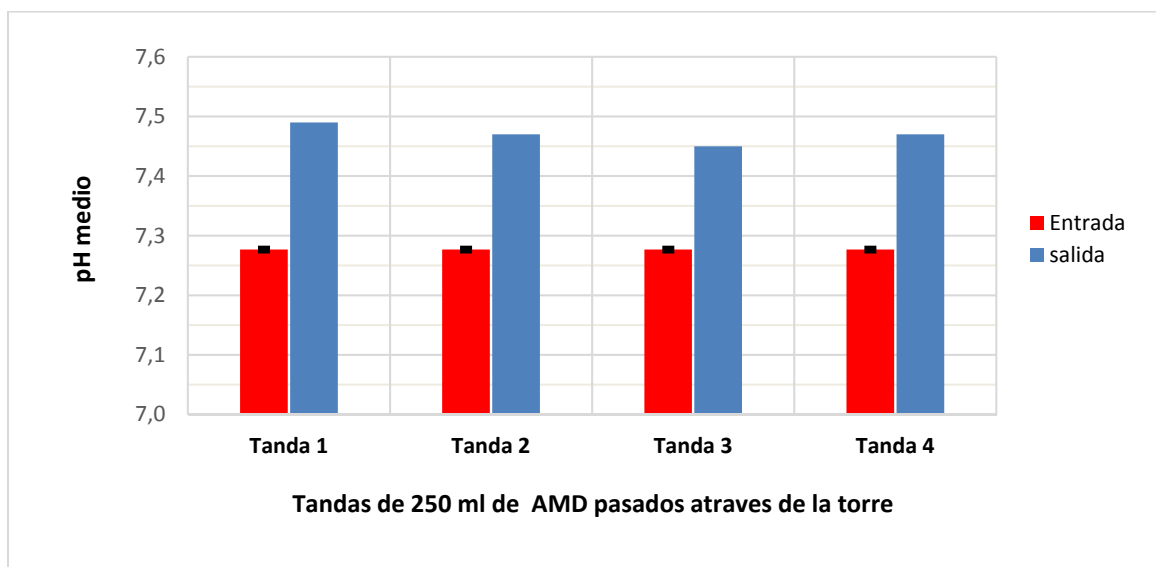


Figura 27. Medidas de pH obtenidas en la evaluación del SAC.

4.3.3 Medidas de sulfatos La Figura 28 ilustra la variación de sulfatos en la evaluación del SLCFH. Se observa que a medida que pasa el tiempo el nivel de remoción de sulfato se va reduciendo, hasta el punto de que las concentraciones de iones sulfato terminan siendo mayores en la salida que en la entrada para los dos últimos intervalos de tiempo analizados. Los porcentajes

de remoción de sulfatos van variando de un valor de 13.1% para el primer intervalo de 30 min, pasando por 1.0% para el segundo intervalo de 30 min, para reducirse a 0% en los dos últimos intervalos de tiempo. Este resultado respalda la hipótesis expuesta en el estudio de los LCFV, en donde se sugirió que la lixiviación que ejerce el agua ácida en las piedras de caliza, puede arrastrar iones sulfato que formen parte de la composición de este mineral.

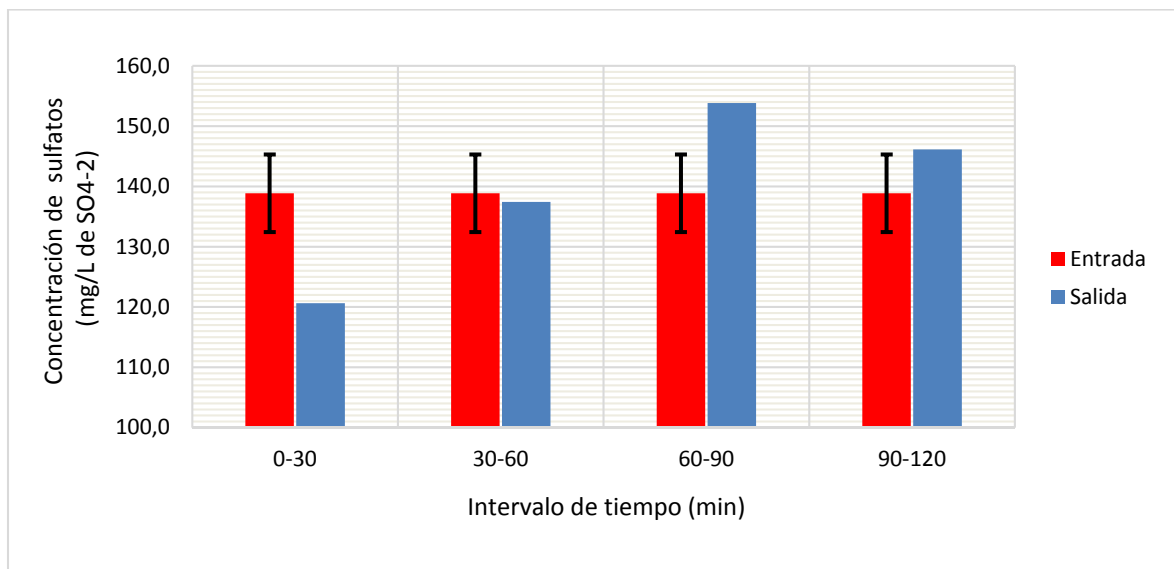


Figura 28. Medidas de sulfatos obtenidas en la evaluación del SLCFH.

Algo evidente es que el SLCFH no ofrece un mecanismo efectivo para la remoción de los iones sulfato. Cuando se evalúe el sistema completo (pretratamiento y tratamiento) se espera que dicha remoción se vea potencializada en los humedales construidos gracias a la acción de las bacterias sulfatoreductoras (Ashane *et al.*, 2018; Clyde *et al.*, 2016; Ordoñez *et al.*, 1999).

En la Figura 29 se ilustran las variaciones de sulfatos en la evaluación del SAC. La concentración media de sulfatos en la entrada es de 140.7 mg/L, las concentraciones medias de sulfato en las salidas varían desde 106.4 mg/L hasta 141.9 mg/L. Al igual que la evaluación del SLCFH, se observa que las concentraciones medias de sulfato van aumentando, hasta un punto en

el cual la concentración a la salida supera a la concentración de entrada. El SAC tampoco ofrece un mecanismo efectivo para la remoción de iones sulfatos, pues los porcentajes de remoción alcanzados van variando tanda por tanda desde 24.4%, pasando por 17.6% y 8.2% para terminar en un 0%.

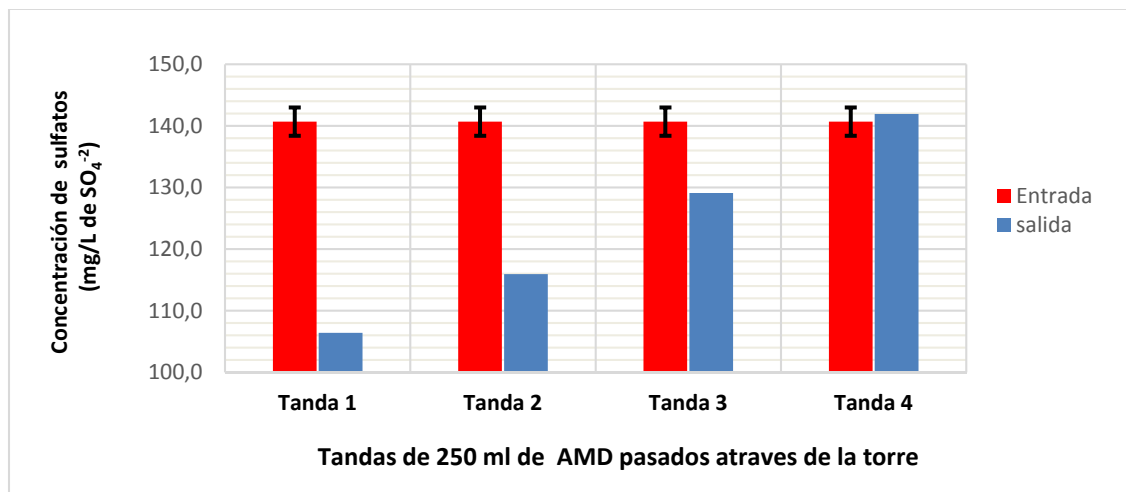


Figura 29. Medidas de sulfatos obtenidas en la evaluación del SAC.

4.3.4 Medidas de hierro La Figura 30 ilustra los resultados obtenidos en el análisis de la variación de hierro del SLCFH. Los porcentajes de remoción de hierro van variando entre un 76.4% y un 86.1%. No se evidencia una reducción en los niveles de remoción de hierro a medida que va variando el tiempo. Tal como se constató en la evaluación de los LCFV, la adsorción del hierro en la superficie de las calizas resulta ser un mecanismo efectivo para la remoción de hierro. En la Figura 31 se ilustran las variaciones de hierro en la evaluación del SAC. La concentración media de hierro en la entrada es de 17.1 mg/L, las concentraciones medias de hierro en las salidas varían entre 13.1 mg/L y 14.0 mg/L.

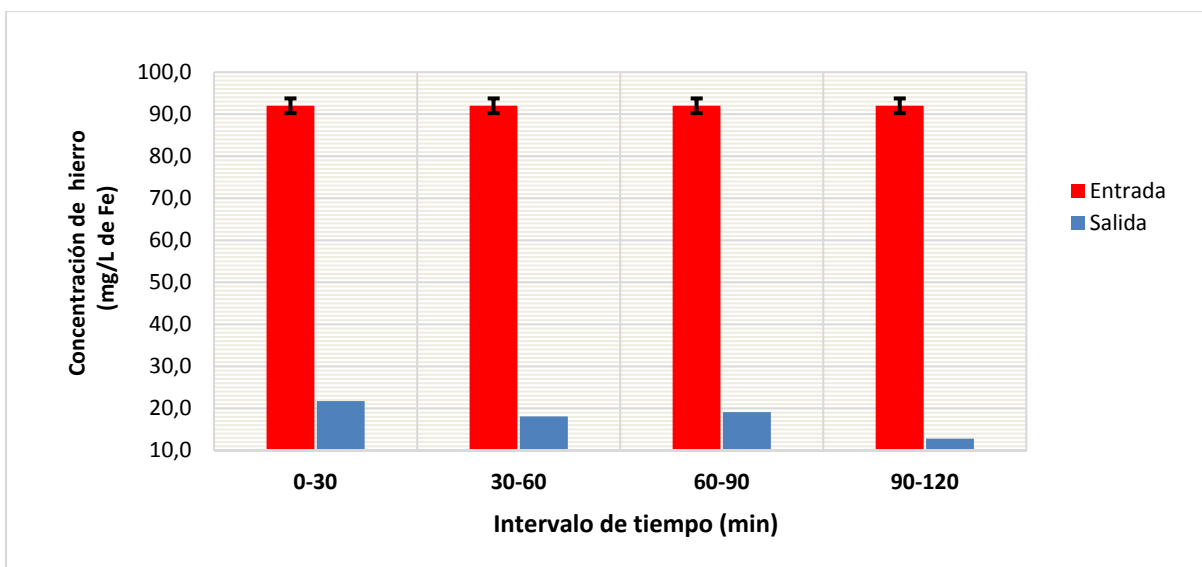


Figura 30. Medidas de hierro obtenidas en la evaluación del SLCFH.

No se evidencia una reducción en los niveles de remoción de hierro a medida que va aumentando el número de tandas. Los porcentajes de remoción de hierro, medidos tanda por tanda son: 18.0%, 23.2%, 20.3% y 22.1%. La adsorción del hierro en la superficie del coque resulta ser un mecanismo efectivo para la remoción de hierro, aunque los porcentajes de remoción resulten bajos. La importancia de esta segunda fase del tratamiento se fundamenta en gran medida en la variación del potencial redox que se logra cuando el AMD pasa de un sistema abiótico que opera a condiciones anóxicas (los lechos de caliza) a una torre de aireación (El SAC) en donde el mecanismo de cascadas airea el agua estimulando así, la transformación del hierro ferroso al hierro férrico, lo que facilita su adsorción sobre los lechos empacados (Sheoran y Sheoran, 2006; Clyde *et al.*, 2016).

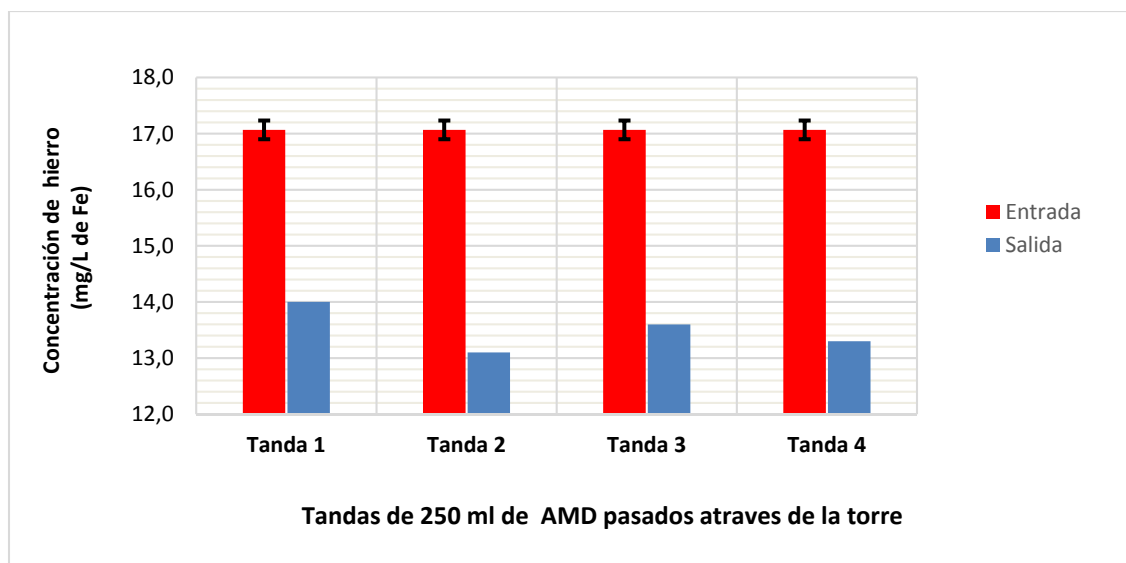


Figura 31. Medidas de hierro obtenidas en la evaluación del SAC.

4.4 Conclusiones y Recomendaciones

Se evaluó un sistema de tratamiento abiótico de drenajes ácidos mineros (AMD) conformado por un sistema de cinco lechos de caliza de flujo horizontal acoplados en serie (SLCFH) y un sistema de aireación con cascadas (SAC). El SLCFH se operó en condiciones hidráulicas de flujo continuo estacionario, alimentándolo con AMD durante un periodo de 120 min y manteniendo un flujo medio de 10.8 L/h. El SAC se operó como un reactor batch, alimentándolo con 10 L de AMD, distribuidos en cuatro tandas.

La acción conjunta del SLCFH y del SAC permitió que el pH medio aumentara de 4.3 en la entrada hasta 7.5 en la salida y que los porcentajes de remoción de hierro variaran entre 18.1% y 23.4%. Al igual que en la evaluación de los LCFV (desarrollada en la etapa previa de este trabajo de aplicación), no se evidenció una remoción efectiva de iones sulfato.

Para la ejecución de la siguiente fase (la evaluación del sistema de tratamiento completo) se recomienda disponer todas las unidades de tratamiento: SLCFH, SAC y humedales en un recinto

debidamente adecuado para tal fin, en donde se puede extender la evaluación durante varias semanas, sin llegar a perturbar la disposición de cada unidad y donde se tenga un acceso libre y permanente.

5. Tratamiento completo de los drenajes ácidos de mina

5.1 Introducción

Los sistemas de tratamiento pasivos abióticos, tales como los lechos de caliza, presentan inconvenientes a largo plazo que los hacen ineficientes para reducir concentraciones altas de hierro (y de otros metales pesados) del AMD. Estos inconvenientes incluyen problemas de colmatación con hidróxidos metálicos precipitados. La combinación con tratamientos pasivos bióticos, tales como biorreactores y/o humedales conlleva a resultados mucho más satisfactorios (Kefeni *et al.*, 2017).

El tratamiento completo de los AMD que se evalúo en este trabajo de aplicación consta de 3 etapas, dos con tratamiento pasivo abiótico y una con tratamiento pasivo biótico. En la primera etapa los drenajes son tratados con el sistema de lechos de caliza de flujo horizontal acoplados en serie (SLCFH). En la segunda etapa el efluente del SLCFH es tratado con el sistema de aireación con cascadas (SAC). En la tercera etapa el efluente del SAC es utilizado para alimentar los humedales construidos. La descarga final es la que sale de los humedales.

5.1.1 Los humedales construidos (CW) Cuando se utilizan humedales construidos en el tratamiento de aguas mineras, una amplia gama de procesos físicos, químicos y biológicos intervienen en la remoción de contaminantes. Estos procesos incluyen: precipitación, sedimentación, filtración, sorción, co-precipitación, intercambio iónico, fotodegradación, fitoacumulación, biodegradación, biotransformación, depredación, y asimilación por plantas. Cada uno de los procesos mantiene una interdependencia con los otros, esto conlleva a que los mecanismos involucrados en el proceso neto de remoción de sulfatos y metales pesados en los humedales sean extremadamente complejo (Pozo-Antonio *et al.*, 2017; Sheoran y Sheoran, 2006; Xu y Mills, 2018; Mayes *et al.*, 2009; Champagne, 2007).

Los humedales son construidos para simular a sus contrapartes naturales, lo cual requiere entender los fenómenos involucrados en los procesos de purificación (Ashane *et al.*, 2018). En términos generales las reacciones involucradas dependen de la composición y el pH del sustrato, la naturaleza del agua residual y las especies de macrófitas utilizadas (Sheoran y Sheoran, 2006).

En este trabajo de aplicación se evaluará un único tipo de humedal construido, que corresponde a un *sistema pasivo de producción sucesiva de alcalinidad* (SAPS), un sistema de tratamiento pasivo biótico, que se ha utilizado con mucho éxito para el tratamiento de AMD en países tales como Corea del Sur y Estados Unidos (Lee *et al.*, 2013; Sangwoo *et al.*, 2007). Un SAPS combina en una sola unidad un lecho de calizas y un humedal artificial (Kefeni *et al.*, 2017; Ziemkiewich *et al.*, 2003; Johnson y Hallberg, 2005). Estos sistemas han resultado particularmente apropiados para el tratamiento de aguas mineras extremadamente ácidas (Lee *et al.*, 2013; Mayes *et al.*, 2009).

Para referir a los humedales construidos siempre se utilizará la sigla CW (del inglés *constructed wetland*). Cada uno de estos CW, consta de las siguientes componentes: i) Un tanque

plástico grande de 11.3 L de capacidad (en la Figura 32 se especifica sus dimensiones); ii) Un tanque plástico pequeño de 8.5 L de capacidad (en la Figura 33 se especifica sus dimensiones); iii) Una llave de control de salida; iv) Un sustrato orgánico; v) Un trozo de una fibra textil; vi) Unas gravas de caliza. En la Figura 34 aparece un esquema en donde se detalla la configuración completa de un CW.

El tanque pequeño tiene cuatro orificios de evacuación en su fondo, cada uno, con un diámetro de 1.5 cm. La fibra textil va acomodada sobre el fondo interno del tanque y sirve para que el agua fluya sin arrastrar partículas gruesas de sustrato. Encima de la fibra textil va dispuesto el sustrato. En el sustrato están sembradas las macrófitas.

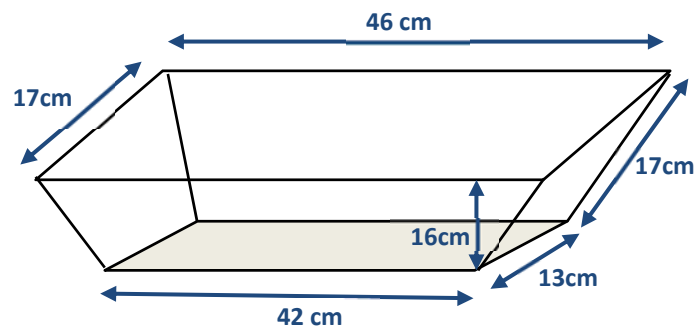


Figura 32. Tanque grande del CW.

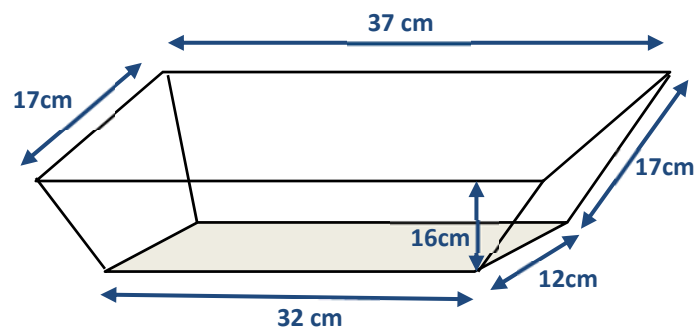


Figura 33. Tanque pequeño del CW.

El tanque grande tiene su fondo sellado (sin orificios de evacuación). La salida del agua se logra a través de la llave de control. El tanque pequeño va acomodado dentro del tanque grande. El espacio que quede entre el primer y el segundo tanque este relleno con gravas de caliza.

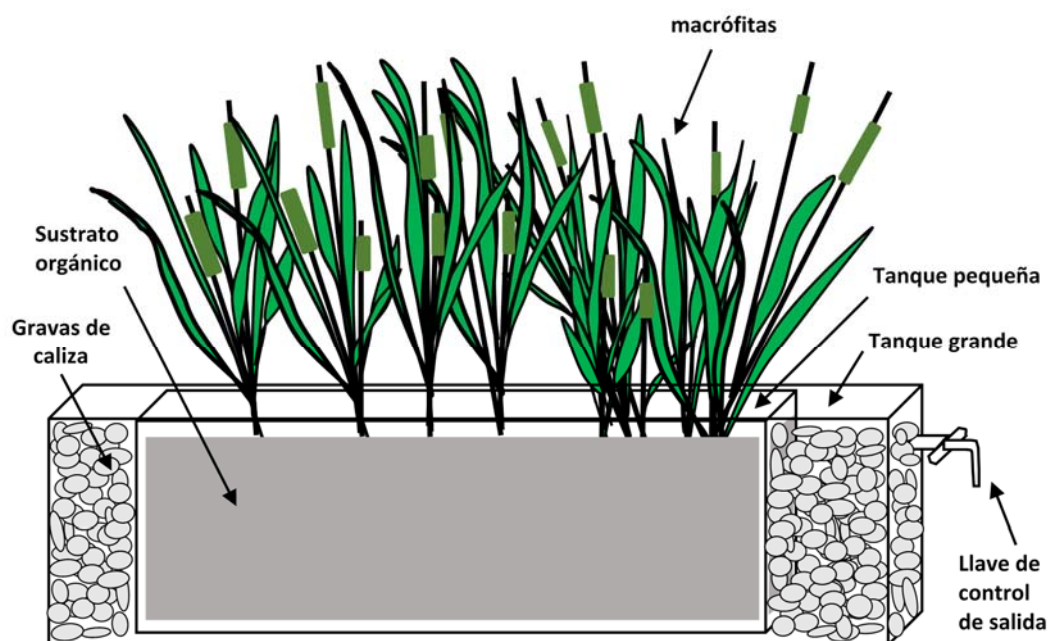


Figura 34. Configuración del CW.

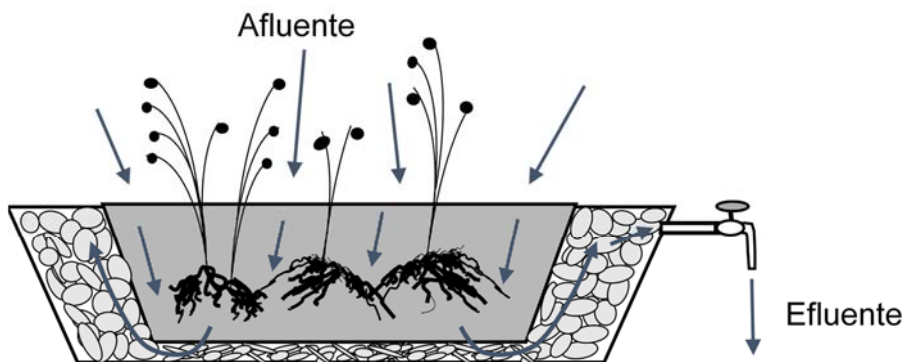


Figura 35. Corte transversal del CW.

El agua del AMD, utilizada para regar las macrófitas del CW, recorre un flujo descendente, atraviesa la membrana textil y pasa del tanque pequeño al tanque grande a través de los orificios del fondo. Cuando el agua recorre el tanque grande entra en contacto con las gravas de caliza. La evacuación definitiva del agua tratada es controlada con la llave de salida. El esquema que aparece en Figura 35 indica la dirección del flujo de agua a medida que va atravesando el CW.

5.2 Metodología

Para la evaluación del sistema de tratamiento completo se adecuo un garaje casero localizado en el centro de la ciudad de Tunja, para la ubicación de los cultivos de macrófitas, el sistema de lechos de caliza de flujo horizontal acoplados en serie (SLCFH), el sistema de aireación con cascadas (SAC) y los seis humedales construidos (CW).

5.2.1 Preparación del sustrato orgánico Se utilizó el mismo tipo de sustrato orgánico tanto para los cultivos de las macrófitas como para la ubicación definitiva de estas plantas dentro de los CW. Se preparó una única mezcla reactiva, de manera que todos los seis prototipos de CW utilizaron exactamente el mismo sustrato (los mismos componentes mezclados en la misma proporción). En la Tabla 9 se especifica la composición volumétrica del sustrato orgánico. El volumen de sustrato en cada uno de los prototipos fue de 8000 cm³ aproximadamente. En la Figura 36 Se muestran unas imágenes del proceso de preparación del sustrato.

Tabla 9.

Relaciones volumétricas utilizadas en la preparación del sustrato orgánico.

Porcentajes volumétricos de cada uno de los componentes (%V/V)				
Lombricompost	Abono Orgánico de escarabajo	Estiércol de Caballo	Cascarilla De arroz	Melaza en solución
60	20	10	5	5



Figura 36. Preparación del sustrato orgánico.

5.2.2 Siembra, cultivo y disposición de las macrófitas en los humedales Se evaluaron dos macrófitas diferentes: *Typha latifolia* y *Pennisetum purpureum*. Alrededor de 15 individuos de cada especie fueron arrancados de su entorno natural, podados y trasplantados para ser cultivados. Los cultivos caseros se mantuvieron durante toda la investigación para tener una reserva de ejemplares fácilmente disponibles para ser trasplantados a los humedales. En cada CW (excluyendo los humedales control) se pretendió mantener sembrados por lo menos cinco individuos, durante toda la evaluación. En la Tabla 10 se especifica las macrófitas utilizadas en cada CW.

Tabla 10.

Macrófitas sembradas en cada uno de los CW.

Rotulo de cada uno de los humedales construidos	Especie de macrófita sembrada en el humedal
CW1	Ninguna
CW2	(humedales control)
CW3	<i>Typha latifolia</i>
CW4	
CW5	<i>Pennisetum purpureum</i>
CW6	



Figura 37. Toma de macrófitas para su disposición en los cultivos caseros.

Con esta configuración se logró realizar por duplicado todas las pruebas experimentales con los CW, pues los seis humedales fueron construidos con la misma geometría, los mismos tipos de

gravas de caliza y el mismo sustrato. El único parámetro que se varió fue la especie de planta sembrada. En la Figura 37 se presentan imágenes de la toma de su entorno natural, el trasplante y el cultivo de macrófitas en los cultivos caseros.

5.2.3 Evaluación del sistema de tratamiento completo Los CW fueron alimentados exclusivamente con los AMD provenientes del centro de acopio “El Triunfo” de Paipa. Estos drenajes ácidos siempre fueron sometidos al mismo pretratamiento: i) hacer pasar el AMD no tratado por el SLCFH y ii) hacer pasar el efluente del SLCFH por el SAC. La alimentación de los CW con los AMD se extendió por un periodo de tiempo de 15 semanas. Las primeras 7 semanas sirvieron para consolidar la etapa de adaptación de las macrófitas y los microorganismos a las condiciones particulares de los humedales (tales como características del sustrato, temperatura, aguas acidas). La evaluación del sistema de tratamiento completo se desarrolló a lo largo de las últimas 10 semanas, durante las cuales se monitorearon los flujos volumétricos en el SLCFH y la temperatura del sustrato de los humedales, igualmente se analizaron periódicamente los parámetros: pH, sulfatos y hierro a las entradas y salidas de las tres componentes del sistema de tratamiento completo: SLCFH, SAC y CW. En la Figura 38 se muestra el sistema de tratamiento completo operando.

Durante las 15 semanas que el sistema completo operó, se sometió a tratamiento un volumen total de 112.5 L de AMD. De manera que por cada semana fueron llevados a pretratamiento un volumen de 7.5 L de AMD, para luego ser distribuido en el regadío de cada uno de los seis CW.



Figura 38. El sistema de tratamiento completo de AMD en operación.

5.2.3.1 Evaluación de temperaturas en el sustrato de los CW En la etapa de adaptación de microorganismos y macrófitas a los CW (las primeras siete semanas de la evaluación del sistema de tratamiento completo), se analizó si se presentaban variaciones significativas en la temperatura del sustrato para cada uno de los seis humedales, y se evidenció que no se presentaba ninguna diferencia significativa; por este motivo, el monitoreo de temperaturas no se desglosa para cada uno de los CW, sino que se reporta un conjunto de medidas referidas al sustrato único utilizado en los seis humedales.

Durante las diez semanas en las cuales se monitoreo la temperatura del sustrato, en total se hicieron 358 medidas de temperatura, abarcando diferentes horas del día, para garantizar mayor representatividad en los resultados.

5.2.3.2 Aforo de caudales del SLCFH De los tres componentes que se utilizaron para llevar a cabo el tratamiento de los AMD, el único que fue operado como un reactor de flujo continuo fue el SLCFH. El SAC y cada uno de los seis CW se operaron como reactores por tandas (batch).

Se hicieron 10 aforos de caudal, uno por cada semana, durante las 10 últimas semanas en las que el sistema de tratamiento completo se mantuvo en operación.

En la operación del SLCFH desarrollada en esta fase del trabajo, hay una diferencia muy importante, con respecto a la forma de operar este mismo sistema, en los ensayos previos. Para este caso, no se pretendió mantener condiciones de estado estacionario en el flujo hidráulico. En su lugar, lo que se hizo fue llenar el tanque de almacenamiento hasta un nivel correspondiente a 4.5L y mantener el flujo de agua, hasta que su nivel en el tanque descendiera a 2 L. Una vez alcanzado el nivel de 2L en el tanque, la llave de salida del SLCFH era cerrada. De manera que, en todos los aforos de caudales, se tomaron como referencia los dos mismos valores en la escala de calibración de volúmenes del tanque de alimentación. Es por esto que en cada uno de los diez perfiles de variación temporal del caudal se advierte un descenso neto en el caudal medio.

En el tratamiento de los AMD con el sistema completo, la diferencia de alturas, medida desde la base del tanque de alimentación hasta la base que soporta los lechos de caliza, siempre se mantuvo en un valor de 60 cm.

5.2.3.3 Monitoreo de pH, sulfatos y hierro en el sistema de tratamiento completo Los análisis de laboratorio de pH, sulfatos y hierro se hicieron a un total de 5 lotes de muestras. Cada lote comprendió un total de 9 muestras, que involucraron: entrada SLCFH, salida SLCFH, salida SAC y cada una de las seis muestras tomadas a la salida de los CW.

Los análisis de laboratorio de pH, sulfatos y hierro se realizaron en intervalos de tiempo igualmente espaciados de 15 días. El lote 1 correspondió al agua recogida a lo largo de las semanas 6 y 7. El lote 2 al agua recogida a lo largo de las semanas 8 y 9. El lote 3 al agua recogida durante las semanas 10 y 11, el lote 4 al agua recogida durante las semanas 12 y 13 y finalmente el lote 5 al agua recogida a lo largo de las semanas 14 y 15.

Todos los ensayos se realizaron en el laboratorio de ingeniería ambiental de la UPTC sede Tunja. Las medidas de pH, sulfatos, y hierro de las muestras identificadas como: entrada SLCFH, salida SLCFH y salida SAC en todos los casos se midieron por duplicado. Las medidas correspondientes a las muestras identificadas como: salida CW, se midieron una sola vez, teniendo en cuenta que se manejaron tres configuraciones distintas de humedales, cada una con su respectivo duplicado.

5.3 Resultados y Discusión

5.3.1 Variación de la temperatura en el sustrato de los CW La Figura 39 ilustra las variaciones consecutivas de temperatura que se observaron durante las 10 semanas evaluadas. La Figura 40 presenta la distribución de frecuencias de temperaturas, obtenida con los datos medidos durante las diez semanas de monitoreo.

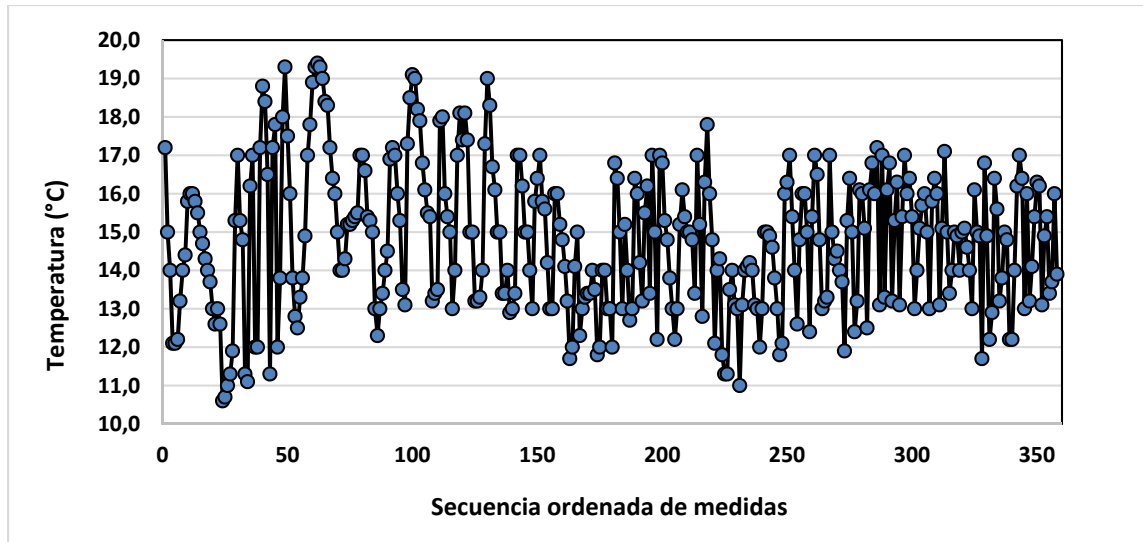


Figura 39. Monitoreo de temperaturas en el sustrato de los CW desarrollado durante 10 semanas.

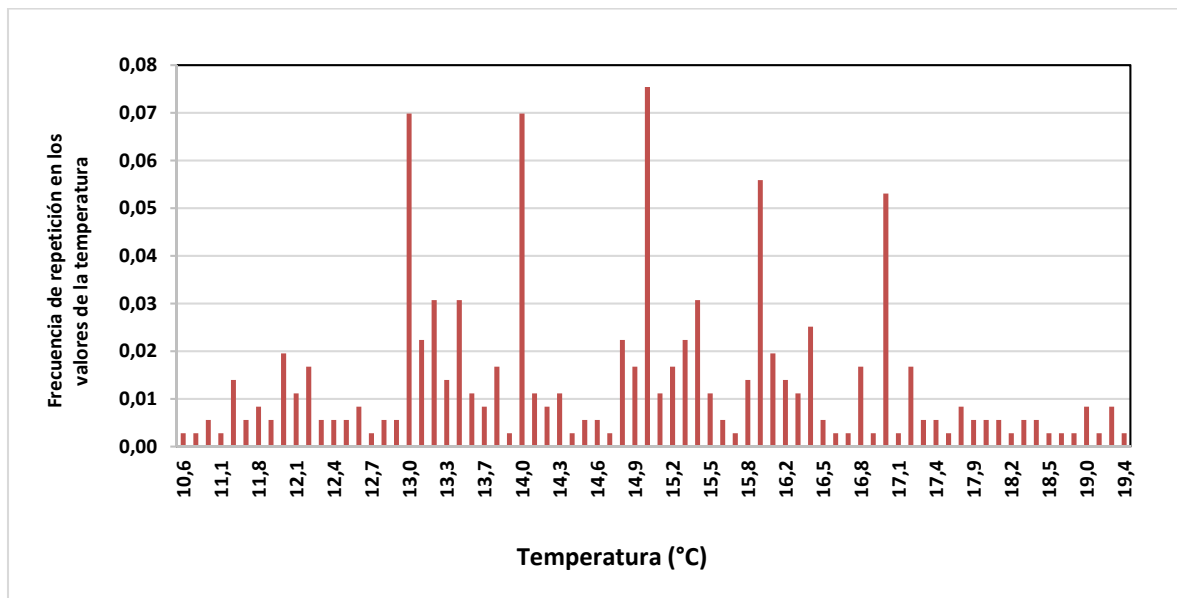


Figura 40. Curva de distribución normalizada de la temperatura del sustrato de los CW.

Se observan varios máximos en la curva de distribución de temperatura, que corresponden a temperaturas de $13,0 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$, $14,0 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$, $15,0 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$, $16,0 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ y $17,0 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$. Un resultado esperado si se tienen en cuenta las continuas variaciones en los perfiles de temperatura que se

pueden ir evidenciando a lo largo del tiempo. En la Tabla 11 se recopilan algunos parámetros estadísticos importantes obtenidos a partir del análisis de la curva de distribución.

Tabla 11.

Resultados obtenidos en la evaluación de temperaturas del sustrato de los CW.

Parámetro	Resultados
Periodo de tiempo monitoreado	10 semanas
Temperatura mínima	10.6±0.2°C
Temperatura máxima	19.4±0.2°C
Moda	15.0±0.2°C
Promedio	14.8±0.2°C

5.3.2 Aforo de caudales del SLCFH En Apéndice E se pueden apreciar los diez aforos de caudal semanales obtenidos en la operación del SLCFH. A partir de los aforos de caudal, se determinaron los flujos volumétricos promedio para cada una de las semanas que duró el monitoreo. Dichos valores se reportan en la

Tabla 12.

Durante las 15 semanas de operación del SLCFH, no se presentó ningún problema de colmatación, lo cual permitió tratar los AMD sin encontrar contratiempos, que ameritaran procedimientos correctivos en el desempeño del sistema de lechos. Este hecho se ve respaldado al observar el perfil de la variación temporal de los flujos medios (presentado en el Apéndice E), en donde no se observa que el flujo medio tienda a disminuir a medida que avanzaban las semanas.

Tabla 12.

Caudales promedio obtenidos en los aforos al SLCFH.

Semana	Caudal medio (L/h)
6	3.4±0.05
7	3.3±0.05
8	2.6±0.05
9	2.7±0.05
10	2.4±0.05
11	2.7±0.05
12	3.5±0.05
13	2.9±0.05
14	2.7±0.05
15	2.7±0.05

La variación de los flujos medios se dio en un rango comprendido entre 2.4±0.05L/h y 3.5±0.05L/h. El flujo promedio global fue de 2.9±0.05 L/h.

5.3.3 Variaciones de pH, sulfatos y hierro En la Tabla 13 se precisa las siglas utilizadas para referir a cada una de las muestras involucradas en los 5 lotes analizados. En Apéndice F se presentan los resultados de pH, sulfatos y hierro obtenidos para cada uno de los cinco lotes analizados.

5.3.3.1 Medidas de pH En el Apéndice G se ilustra las variaciones de pH obtenidas lote por lote en la evaluación del sistema de tratamiento completo. En la Figura 41 se comparan cada uno de las tres configuraciones de los CW que fueron evaluadas.

En el primer lote de muestras, el AMD al ser tratado en el SLCFH, ingresa con un pH de 4.1±0.0 y sale con un pH de 7.6±0.1; al atravesar el SAC no se da una reducción significativa en

los niveles de acidez. El tratamiento en los humedales construidos conlleva a que el pH aumente a un valor comprendido en un rango entre 8.4 ± 0.0 y 8.7 ± 0.1 unidades. El agua entra con un pH correspondiente a un agua medianamente ácida y el tratamiento permite al final obtener un efluente con un valor de pH correspondiente a un agua medianamente básica.

Tabla 13.

Siglas utilizadas para las muestras obtenidas en la evaluación del sistema de tratamiento completo.

Sigla	Significado
Entrada SLCFH	Corresponde a las agua de AMD, que no han recibido ningún tratamiento y que es utilizada como afluente del sistema de lechos de caliza de flujo horizontal conectados en serie.
Salida SLCFH	Corresponde al efluente del sistema de lechos de caliza de flujo horizontal conectados en serie, que viene a equivaler al afluente del sistema de aireación con cascadas.
Salida SAC	Corresponde al efluente de sistema de aireación con cascadas, que equivale al afluente de los humedales construidos.
Salida CW	Corresponde al efluente de un humedal construido que equivale al efluente final del sistema completo

En los cuatro lotes de muestras restantes, los AMD que son alimentados a la entrada del SLCFH se caracterizan por tener el mismo valor de pH, el cual corresponde a 2.8 ± 0.0 unidades. A la salida del SLCFH los valores de pH varían en un rango comprendido entre 4.7 ± 0.1 y 5.2 ± 0.1 unidades. A la salida del SAC, los pH vuelven a experimentar un leve incremento con valores comprendido entre 5.0 ± 0.1 y 6.1 ± 0.2 unidades. Finalmente, en los CW el incremento final en los valores de pH alcanza un rango comprendido entre 8.2 ± 0.1 y 9.1 ± 0.0 unidades, sin que se adviertan

diferencias muy apreciables entre los diferentes humedales. Para todos los cuatro casos puede decirse que el drenaje minero ingresa con un valor de pH muy bajo (correspondiente a altos niveles de acidez) y sale de los lechos de caliza y del sistema de aireación con cascadas con unos valores de pH correspondientes a aguas ligeramente ácidas para finalmente pasar por los humedales y salir con unos valores de pH correspondientes a aguas medianamente básicas.

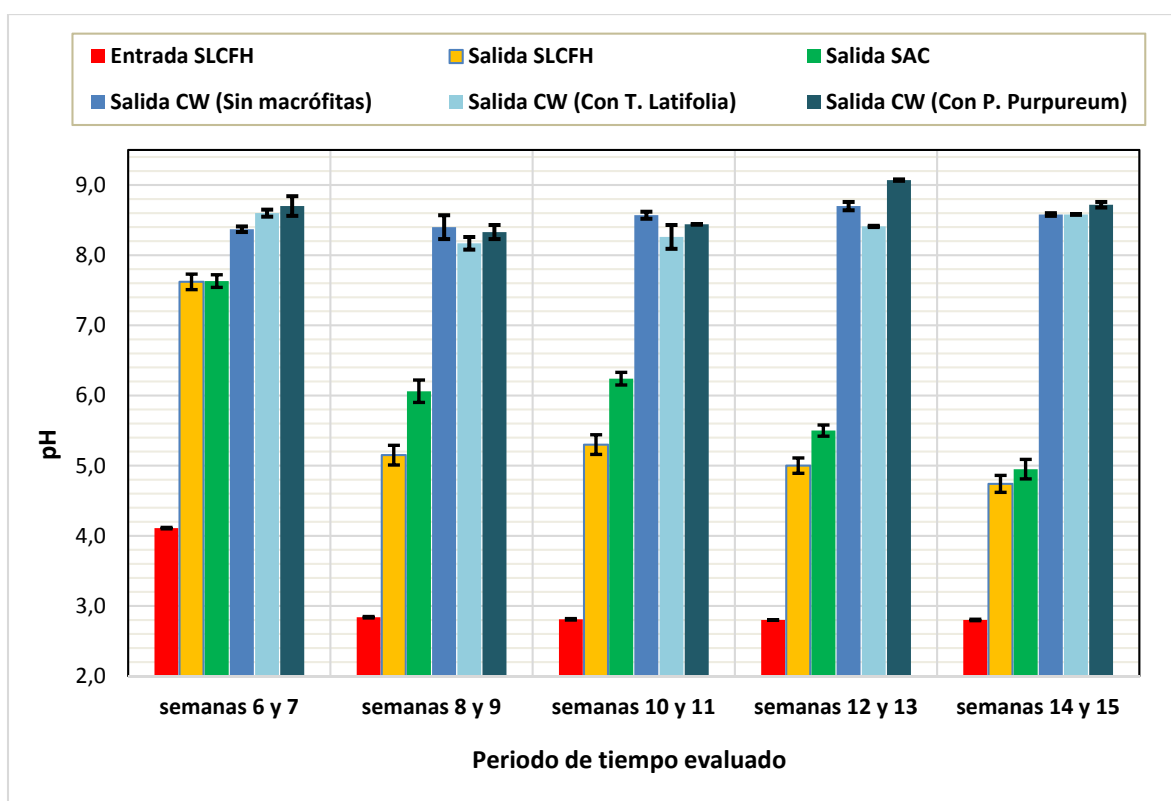


Figura 41. Variaciones de pH en función del tiempo en la evaluación del sistema de tratamiento completo.

El monitoreo de los valores de pH a lo largo de las 10 semanas evaluadas, muestra un muy leve decaimiento en la capacidad del SLCFH para contrarrestar la acidez del agua de mina. Este decaimiento se advierte en las tres últimas medidas, en donde el pH a la salida del sistema de lechos de caliza toma valores sucesivos de 5.3 ± 0.1 , 5.0 ± 0.1 y 4.7 ± 0.1 . A la salida del SAC se

mantiene la misma tendencia. En cuanto a los valores de pH a la salida de los CW, no se evidencia ninguna reducción en la capacidad para aportar alcalinidad. Si se analiza el sistema de tratamiento como un todo, habría que decir que su capacidad de contrarrestar acidez y aumentar el pH se mantiene intacta, a lo largo de las 10 semanas monitoreadas. Un hecho interesante que revelan los diagramas de barras es que el pH del efluente final no parece estar muy condicionado al pH de la entrada, pues a pesar de que los drenajes ácidos de mina no tratados toman valores de 2.8 ± 0.0 y 4.1 ± 0.0 (que involucran una diferencia de 1.3 unidades), a la salida los valores de pH oscilan en un rango comprendido entre 8.2 ± 0.1 y 9.1 ± 0.0 .

En todos los cinco casos, el tratamiento completo ofrece resultados muy satisfactorios, en lo que refiere a su capacidad para aumentar pH, y por ende aportar alcalinidad.

El otro aspecto importante que revela el análisis comparativo de las medidas de pH, es que no se advierte ninguna diferencia significativa entre las tres configuraciones de humedales que fueron evaluados. De manera que la ausencia o presencia de macrófitas no resultó ser un factor determinante en el incremento del pH logrado en los humedales. No hay tampoco una diferencia significativa en los resultados que se logran con *typha latifolia* o con *pennisetum purpureum*.

5.3.3.2 Medidas de sulfatos El Apéndice H ilustra las variaciones de sulfatos obtenidas lote por lote en la evaluación del sistema de tratamiento completo.

De los ensayos previos hechos con los lechos de caliza y el sistema de aireación con cascadas (los cuales aparecen referidos en el capítulo 4), ya se advertía la capacidad limitada que estos sistemas tienen para reducir los niveles de sulfatos de las aguas ácidas, pero tal como estaba presupuestado, la remoción de sulfatos se ve amplificada en los humedales construidos. Este hecho

se puede inferir al analizar la Figura 42, en donde se comparan las variaciones de sulfatos en cada uno de las tres configuraciones de los CW que fueron evaluadas.

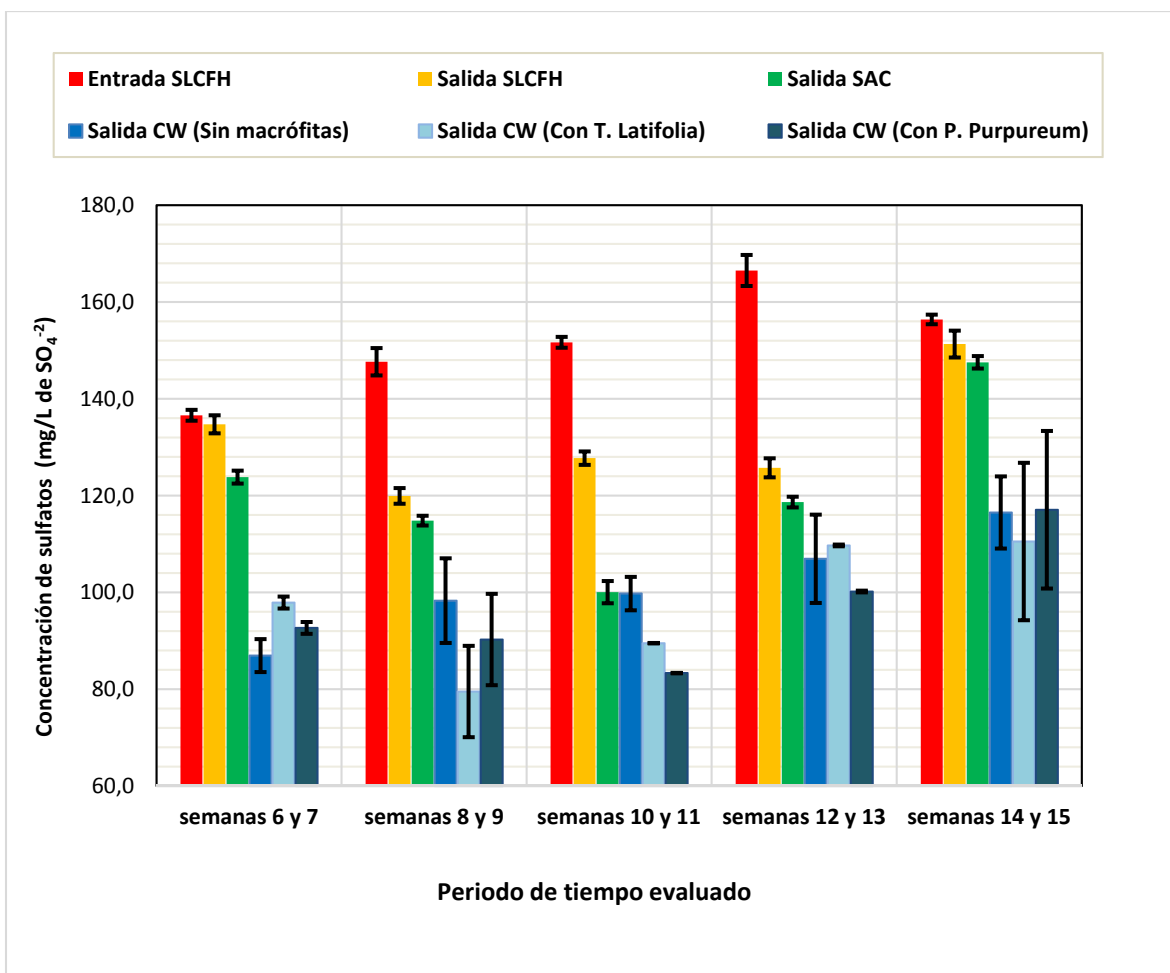


Figura 42. Variaciones de la concentración de sulfatos en función del tiempo en la evaluación del sistema de tratamiento completo.

En la Tabla 14 se precisa las siglas utilizadas para referir a cada una de los porcentajes de remoción (tanto de sulfatos como de hierro). La

Tabla 15 reporta los porcentajes de remoción de sulfatos en cada uno de las unidades de tratamiento y en el sistema de tratamiento completo. En la Figura 43 se comparan los porcentajes de remoción de sulfatos en cada una de las tres configuraciones evaluadas de los humedales.

Tabla 14.

Siglas utilizadas para los porcentajes de remoción.

Sigla	Significado
%R(SLCFH)	Porcentaje de remoción del sistema de los lechos de caliza de flujo horizontal acoplados en serie.
%R(SAC)	Porcentaje de remoción del sistema de aireación con cascadas rellenos con lechos de coque.
%R(CW)	Porcentaje de remoción del humedal construido.
%R(TOTAL)	Porcentaje de remoción del sistema de tratamiento completo.

En la primera unidad de tratamiento (el SLCFH), los porcentajes de remoción de sulfatos varían en un rango comprendido entre $1.4 \pm 1.4\%$ y $24.5 \pm 2.6\%$. En la segunda unidad (el SAC), los porcentajes de remoción obtenidos varían en un rango comprendido entre $2.5 \pm 2.5\%$ y $21.7 \pm 2.6\%$. En los CW los porcentajes de remoción varían en un rango comprendido entre $0.3 \pm 0.1\%$ y $30.7 \pm 8.8\%$. Los porcentajes de remoción total alcanzados con el sistema de tratamiento completo están cobijados en un rango comprendido entre $25.1 \pm 10.9\%$ y $46.1 \pm 7.4\%$. La comparación lote por lote de los porcentajes de remoción, permite evidenciar que la presencia o ausencia de macrófitas, y la especie de macrófitas, no tienen un papel preponderante en la capacidad del sistema de tratamiento completo para contrarrestar la presencia de sulfatos.

Tabla 15.

Porcentajes de remoción de sulfatos en la evaluación del sistema de tratamiento completo.

Lote analizado	Macrófitas sembradas en el sustrato de cada humedal	Porcentajes de remoción de sulfatos			
		%R(SLCFH)	%R(SAC)	%R(CW)	%R(TOTAL)
Primero	control (sin macrófitas)	1.4±1.4	8.1±2.3	29.8±3.5	36.3±3.0
	<i>Typha latifolia</i>	1.4±1.4	8.1±2.3	20.9±3.2	28.3±2.7
	<i>Pennisetum purpureum</i>	1.4±1.4	8.1±2.3	25.2±1.8	32.2±1.5
Segundo	control (sin macrófitas)	18.8±2.6	4.3±2.1	14.4±8.4	33.4±7.2
	<i>Typha latifolia</i>	18.8±2.6	4.3±2.1	30.7±8.8	46.1±7.4
	<i>Pennisetum purpureum</i>	18.8±2.6	4.3±2.1	21.4±1.8	38.9±2.1
Tercero	control (sin macrófitas)	15.8±1.5	21.7±2.6	0.3±0.1	34.2±2.8
	<i>Typha latifolia</i>	15.8±1.5	21.7±2.6	10.5±2.1	41.0±0.5
	<i>Pennisetum purpureum</i>	15.8±1.5	21.7±2.6	16.7±14.0	45.1±8.4
Cuarto	control (sin macrófitas)	24.5±2.6	5.6±2.4	9.9±8.5	35.8±6.7
	<i>Typha latifolia</i>	24.5±2.6	5.6±2.4	7.6±1.0	34.1±1.4
	<i>Pennisetum purpureum</i>	24.5±2.6	5.6±2.4	15.6±8.6	39.8±6.8
Quinto	control (sin macrófitas)	3.2±2.4	2.5±2.5	21.0±5.7	25.5±5.2
	<i>Typha latifolia</i>	3.2±2.4	2.5±2.5	25.1±5.9	29.3±5.4
	<i>Pennisetum purpureum</i>	3.2±2.4	2.5±2.5	20.6±11.7	25.1±10.9

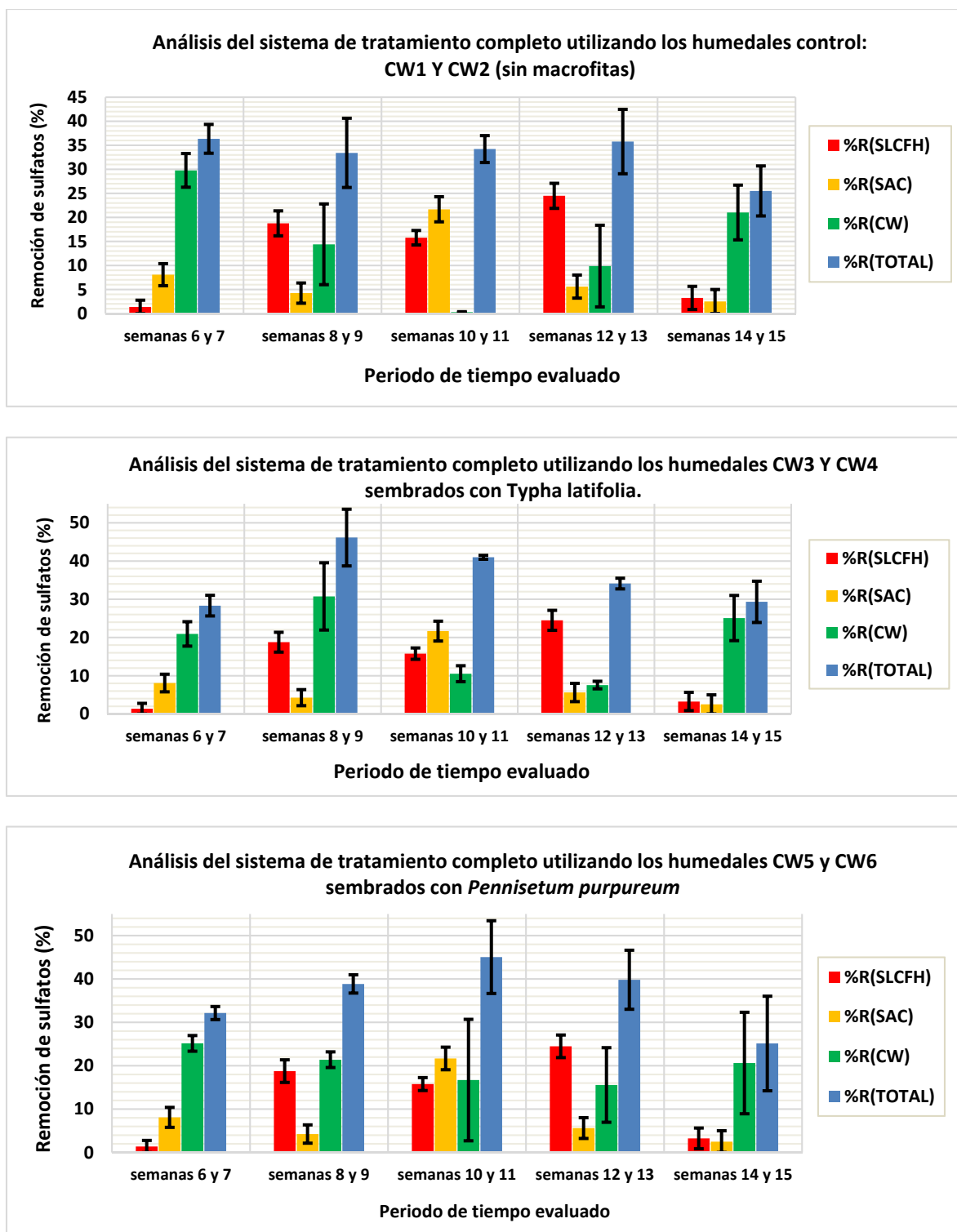


Figura 43. Porcentajes de remoción de sulfatos en cada una de las tres configuraciones evaluadas en los humedales.

5.3.3.3 Medidas de hierro El Apéndice I ilustra las variaciones de hierro obtenidas lote por lote en la evaluación del sistema de tratamiento completo. En la Figura 44 se comparan las variaciones de hierro en cada uno de las tres configuraciones de los CW que fueron evaluadas.

El análisis de los resultados obtenidos en el monitoreo de hierro muestra que el sistema de tratamiento evaluado resulta ser muy efectivo en la reducción de los niveles de hierro. Los humedales construidos potencializan considerablemente la capacidad del sistema de tratamiento para remover este metal.

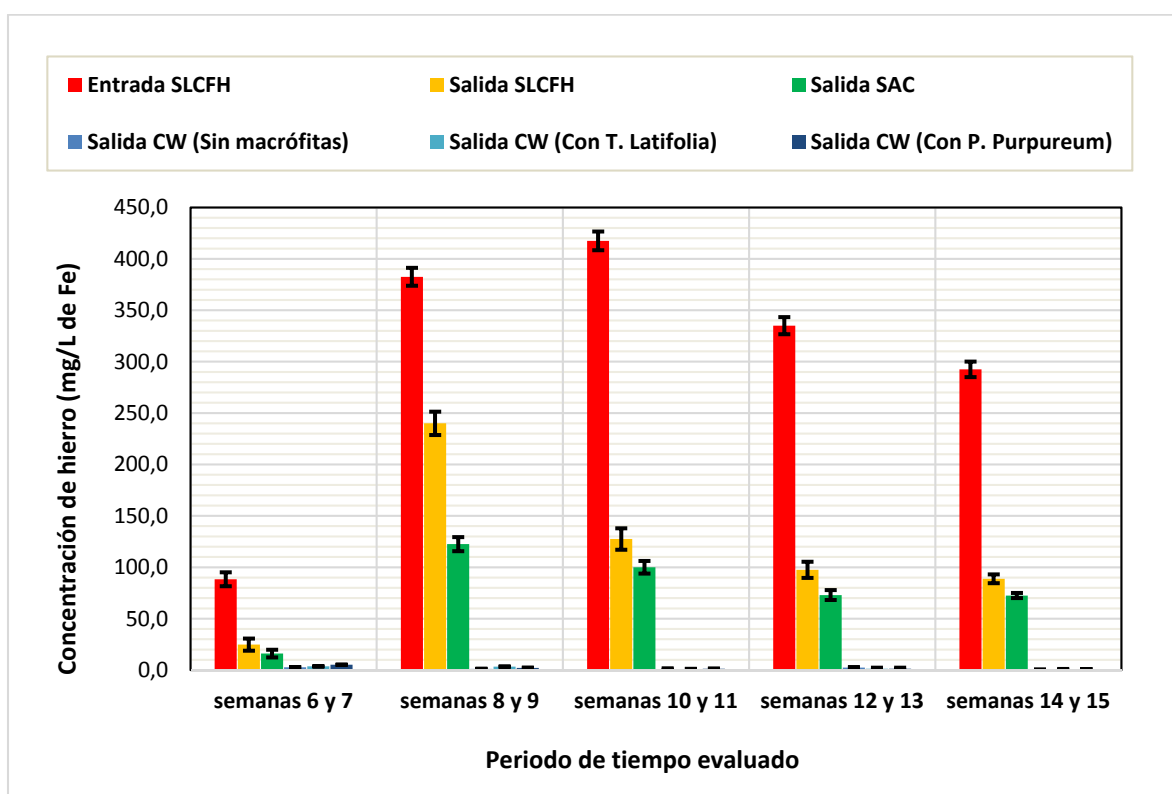


Figura 44. Variación de la concentración de hierro en función del tiempo en la evaluación del sistema de tratamiento completo.

En la evaluación de hierro, al comparar lote por lote, de nuevo se evidencia el mismo hecho, que ya ha sido referido para el caso de pH y sulfatos, pero en el caso del hierro resulta aún más

evidente; no se advierte una diferenciación entre las tres configuraciones evaluadas, los resultados obtenidos en cada lote son muy similares independientemente de la presencia o ausencia de macrófitas y de la especie de macrófita utilizada.

Tabla 16.

Porcentajes de remoción de hierro en la evaluación del sistema de tratamiento completo.

Lote analizado	Macrófitas sembradas en el sustrato de cada humedal	Porcentajes de remoción de hierro			
		%R(SLCFH)	%R(SAC)	%R(CW)	%R(TOTAL)
Primero	control (sin macrófitas)	71.9±8.9	35.1±27.4	83.5±4.3	97.0±0.3
	<i>Typha latifolia</i>	71.9±8.9	35.1±27.4	77.6±7.4	95.9±0.7
	<i>Pennisetum purpureum</i>	71.9±8.9	35.1±27.4	67.7±8.5	94.1±0.6
Segundo	control (sin macrófitas)	37.3±4.4	49.0±5.2	99.0±0.3	99.7±0.1
	<i>Typha latifolia</i>	37.3±4.4	49.0±5.2	97.3±0.3	99.1±0.1
	<i>Pennisetum purpureum</i>	37.3±4.4	49.0±5.2	98.3±0.4	99.4±0.1
Tercero	control (sin macrófitas)	69.5±3.2	21.6±11.3	99.0±0.7	99.8±0.2
	<i>Typha latifolia</i>	69.5±3.2	21.6±11.3	98.9±0.3	99.7±0.1
	<i>Pennisetum purpureum</i>	69.5±3.2	21.6±11.3	98.7±0.3	99.7±0.1
Cuarto	control (sin macrófitas)	70.9±3.1	25.1±11.1	96.8±1.1	99.3±0.2
	<i>Typha latifolia</i>	70.9±3.1	25.1±11.1	98.2±1.4	99.6±0.3
	<i>Pennisetum purpureum</i>	70.9±3.1	25.1±11.1	98.2±1.0	99.6±0.2
Quinto	control (sin macrófitas)	69.7±2.2	18.3±6.8	99.4±0.2	99.9±0.0
	<i>Typha latifolia</i>	69.7±2.2	18.3±6.8	99.1±0.7	99.8±0.2
	<i>Pennisetum purpureum</i>	69.7±2.2	18.3±6.8	98.7±0.1	99.7±0.0

En la Tabla 16 se reporta los porcentajes de remoción de hierro obtenidos en cada uno de las unidades de tratamiento y el porcentaje de remoción total del sistema completo. Los porcentajes de remoción de hierro alcanzados en el SLCFH se enmarcan en un rango de valores comprendido entre un $37.3 \pm 4.4\%$ y un $70.9 \pm 3.1\%$. En el SAC el rango de los porcentajes de remoción varía entre un $18.3 \pm 6.8\%$ y un $49.0 \pm 5.2\%$. En los CW los porcentajes de remoción varían en un rango comprendido entre un $67.7 \pm 8.5\%$ y un $99.4 \pm 0.2\%$. En lo que tiene que ver con los porcentajes de remoción del sistema de tratamiento completo, los valores se enmarcan en un rango comprendido entre un $94.1 \pm 0.6\%$ y un $99.9 \pm 0.0\%$. De manera que independiente de las diferencias en los porcentajes de remoción obtenidos en cada una de las unidades, los porcentajes de remoción que se obtienen con el sistema de tratamiento completo son siempre muy similares.

En la Figura 45 se comparan los porcentajes de remoción de hierro en cada una de las tres configuraciones evaluadas de los humedales.

La capacidad del sistema de tratamiento completo para remover hierro, no se ve disminuida con el paso del tiempo. A partir de la semana 8 hasta la semana 15 (la última), los porcentajes de remoción alcanzaron unos resultados significativamente altos, pues en todos los casos están por encima de un 99.0% . El cambio en el potencial redox que implica el paso del agua a tratar del sistema con lechos de calizas (en donde priman condiciones anoxicas) al sistema de aireación con cascadas (en donde las condiciones son oxidativas), conlleva a una variación en el potencial redox importante que se manifiesta en la remoción conjunta de hierro que pueden llegar a ejercer estas dos unidades del pretratamiento. El subsecuente aumento de la alcalinidad, cuando el agua pasa a los humedales construidos, favorece aún más la alta capacidad de estos sistemas para remover hierro.

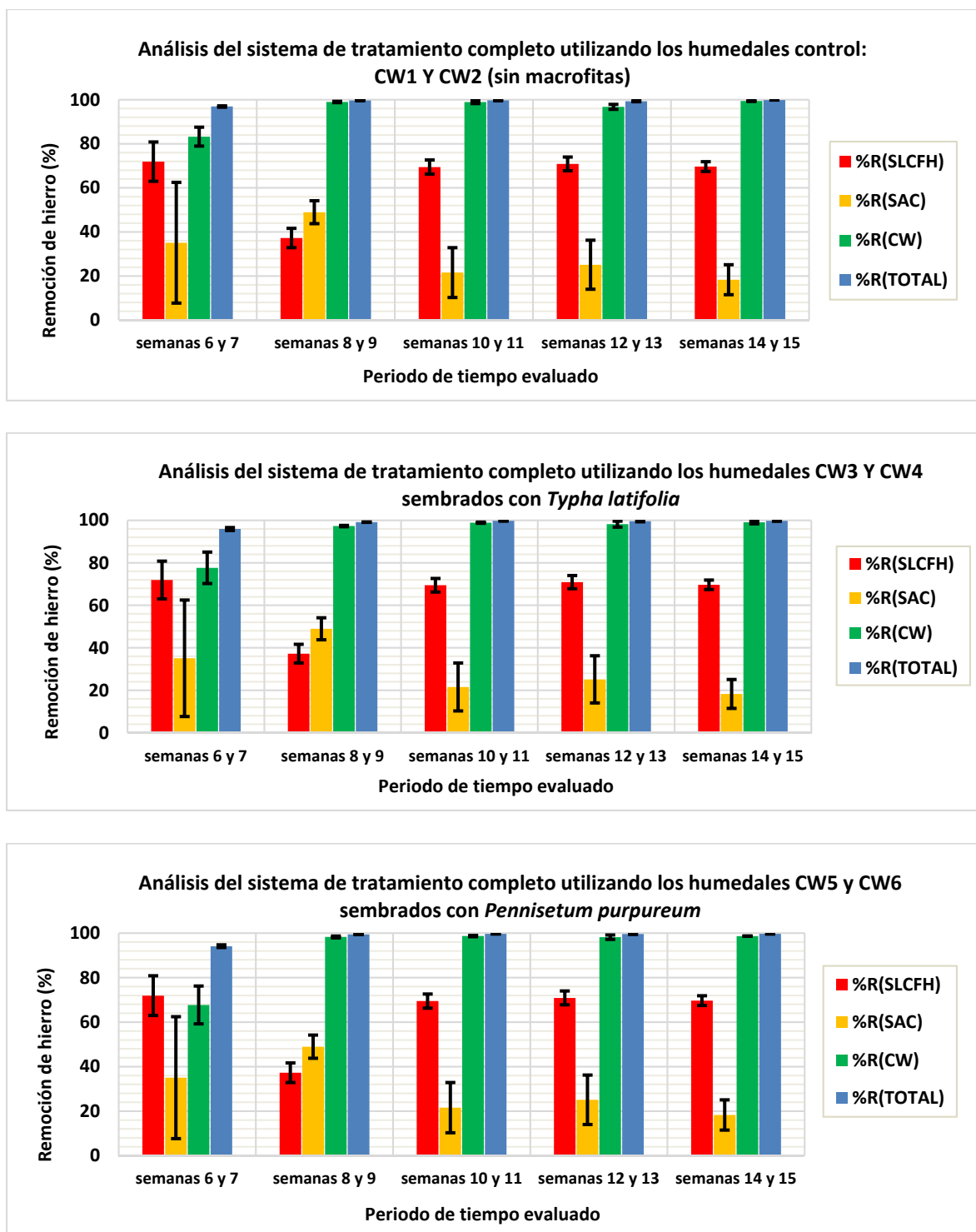


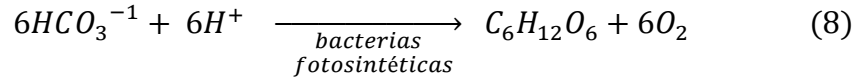
Figura 45. Porcentajes de remoción de sulfatos en cada una de las tres configuraciones evaluadas en los humedales.

5.3.4 Discusión sobre los mecanismos de remoción de contaminantes La factibilidad en el uso de los sistemas de tratamiento pasivo para la mitigación de contaminantes en el AMD, depende de la habilidad de estos sistemas para producir alcalinidad (incrementar el pH) y remover metales disueltos de la solución. La formación de sulfuros metálicos insolubles en reacciones mediadas biológicamente ha sido identificada como el más significativo mecanismo para la remoción de metales. La alcalinidad generada en los reactores puede ser atribuida tanto a la actividad microbiana como la disolución de la caliza (Clyde *et al.*, 2016; Neculita *et al.*, 2016; Champagne, 2007).

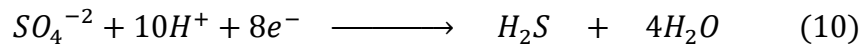
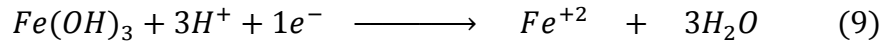
La doble naturaleza de los CW, amplía los mecanismos que permiten contrarrestar la presencia de contaminantes. El diseño experimental no permite establecer en qué medida la efectividad de los humedales recae en su componente abiótica y en qué medida en su componente biótica, pero los resultados obtenidos permiten inferir los mecanismos que prevalecen en los procesos remediativos.

5.3.3.1 Aporte progresivo de alcalinidad Un aspecto que resulta difícil de ponderar en este estudio es en qué medida la generación de alcalinidad en los humedales recae sobre factores bióticos (la actividad microbiana) y en qué medida sobre factores abióticos (neutralización con caliza). Lo que sí es claro es que se potencializa la capacidad neutralizadora del humedal al darle la configuración de sistema híbrido (con componente abiótica y componente biótica).

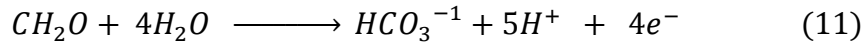
El primer paso en la producción biótica de alcalinidad está asociado con la actividad de los microorganismos fotosintéticos. En la fotosíntesis la generación de un mol de monosacárido demanda 6 moles de iones hidronios, lo que se traduce en un incremento del pH. Véase la ecuación 8 (Ashane *et al.*, 2018).



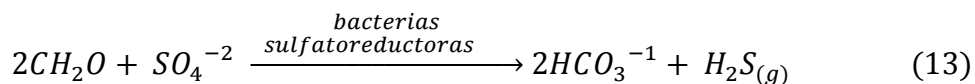
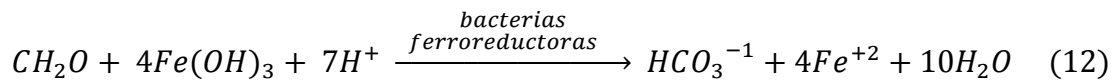
En condiciones anaeróbicas los iones sulfatos y los iones férricos, actúan como aceptores de electrones. En las ecuaciones 9 y 10, se puede observar que cada uno de estos procesos son al mismo tiempo reductivos y básicos (Ashane *et al.*, 2018; Johnson y Hallberg, 2005).



Las bacterias ferroreductoras y sulfatoreductoras necesitan un sustrato orgánico que haga las veces de receptor de electrones. En la ecuación 11, la molécula CH_2O representa el sustrato orgánico simple que es sometido al proceso de oxidación (Pozo-Antonio *et al.*, 2018; Neculita *et al.*, 2007).



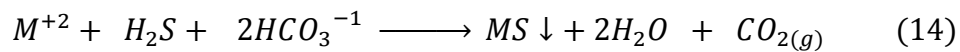
Los procesos oxido-reductores completos que conllevan a la reducción de hierro férrico a hierro ferroso y a la reducción de ion sulfato a ácido sulfhídrico, se presentan en las ecuaciones 12 y 13. Se evidencia que la primera de estas reacciones va acompañada de un aporte neto de alcalinidad mientras que la segunda corresponde a una reacción neutra (Ashane *et al.*, 2018; Kalin *et al.*, 2006; Xu y Mills, 2018; Neculita *et al.*, 2007).



En la sulfato-reducción que se da al interior de los CW, el reactante límite corresponde al carbono disponible como sustrato para las SRB. De la ecuación 13 se observa que por cada mol

de sulfato reducido se consumen dos moles de carbono orgánico (Mayes *et al.*, 2009; Sheoran y Sheoran, 2006).

La etapa final en la producción sucesiva de alcalinidad, mediada biológicamente, tiene que ver con la precipitación de los sulfuros metálicos de baja solubilidad, generados a partir de la reacción entre el ácido sulfhídrico (producidos por las SRB) y los iones metálicos. Este proceso se representa en la ecuación 14, en donde M^{+2} representa un ion metálico divalente. A medida que transcurre la reducción de los sulfatos, los protones emitidos por disociación del H_2S son neutralizados por cantidades equivalentes de iones bicarbonato (Clyde *et al.*, 2016; Kefeni *et al.*, 2017; Neculita *et al.*, 2007).



La precipitación de los sulfuros metálicos reduce la acidez mineral sin causar un incremento paralelo en la acidez protónica; lo que de nuevo se traduce en aporte de alcalinidad (Sheoran y Sheoran, 2006).

El lecho de piedra caliza dispuesto como capa inferior en los humedales artificiales replica el proceso abiótico de neutralización, que previamente se desarrolla cuando el AMD atraviesa el SLCFH. En la ecuación 15, se aprecia como un ácido fuerte (el H_2SO_4 del AMD generado por las *Thiobacillus ferrooxidans*) es intercambiado por un ácido débil (el H_2CO_3), lo que se traduce en una reducción drástica de la alcalinidad y por ende un aumento considerable del pH (Ashane *et al.*, 2018).



Como los CW operan a la manera de reactores intermitentes, el tiempo de contacto de las aguas con las gravas de caliza, es mucho mayor que en el SLCFH (que opera con flujo continuo).

Esta diferencia en el modo de operación de los dos sistemas de tratamiento potencializa el aumento progresivo de la alcalinidad en los CW.

5.3.3.2 Sulfato-reducción versus adsorción La sulfato-reducción es principalmente regulada por la concentración de sulfatos, los cambios de temperatura, la disponibilidad de sustratos orgánicos y la densidad poblacional de bacterias (Xu y Mills, 2018). La aparición de condiciones reductivas favorece la sulfato-reducción.

En los países estacionales, las tasas más altas de sulfato-reducción en los humedales ocurren en los meses cálidos (Xu y Mills, 2018). Las bacterias sulfato reductoras mesofílicas crecen óptimamente entre 28°C y 38°C, lo cual influye en el efecto de la estación sobre este proceso microbiano. Los descensos de temperatura, se traducen en un decrecimiento en la producción de sulfuros metálicos, hasta el punto que la sulfato-reducción deja de ser el mecanismo fundamental de remoción de metales en los meses fríos del año (Xu y Mills, 2018).

La composición de la mezcla reactiva utilizada como sustrato en el reactor cambia a través del tiempo debido a la precipitación de oxi-hidroxidos, carbonatos y sulfuros (Vasquez *et al.*, 2016). En los sedimentos los metales pesados son adsorbidos a las arcillas o al humus del sustrato, bien sea por intercambio catiónico o por sorción. La especiación puede cambiar con el tiempo tal como las condiciones de la sedimentación cambian (Sheoran y Sheoran, 2006; Lakovleva *et al.*, 2015; Champagne, 2007). La combinación de precipitación de (oxi) hidróxidos metálicos, co-precipitación con (oxi) hidróxidos y sorción de metales sobre la superficie del compost, constituyen el proceso más importante en la remoción de los metales del AMD para humedales jóvenes; pero para los humedales maduros, la precipitación de los sulfuros llega a ser el proceso dominante (Xu y Mills, 2018; Gandy *et al.*, 2016; Vasquez *et al.*, 2016; Sheoran y Sheoran, 2006).

Los resultados obtenidos en este trabajo de aplicación, inducen a pensar, que la adsorción de metales al sustrato orgánico, actuó como el mecanismo fundamental de remoción de hierro en los CW. El ciclo estacional de crecimiento, muerte, y putrefacción de la biota, genera sedimentos detríticos que aumentan la biomasa acumulada en el sustrato de humedal, lo que mejora sustancialmente la capacidad del humedal para formar quelatos que atrapen contaminantes inorgánicos (Xu y Mills, 2018). La sulfato-reducción no se ve favorecida por las bajas temperaturas ambiente, en donde el promedio obtenido durante las 10 semanas evaluadas fue de $14.8 \pm 0.2^\circ\text{C}$, con un amplio rango de variabilidad comprendido entre $10.6 \pm 0.2^\circ\text{C}$ y $19.4 \pm 0.2^\circ\text{C}$.

La preponderancia de “la adsorción de metales a la materia orgánica” sobre “la precipitación de metales como sulfuros metálicos”, permite explicar la obtención de porcentajes de remoción muy altos para el hierro pero muy discretos para los iones sulfatos (Sangwoo *et al.*, 2008). Si la sulfato-reducción fuera el mecanismo dominante, era de esperarse remociones altas, por igual para el hierro y los sulfatos.

5.3.3.3 El papel de las macrófitas Los resultados comparativos de las tres configuraciones evaluadas para los CW, indican que las macrofitas no juegan un papel decisivo en el aumento de pH ni en las remociones de sulfatos y hierro. No se advierte ninguna diferencia esencial cuando se compara la presencia con la ausencia de macrófitas en los CW, ni cuando se compara *Typha latifolia* con *Pennisetum purpureum*. Los mecanismos bióticos de remoción recaen en forma preponderante en la población microbiana y en una medida muy inferior en las macrófitas.

Si el potencial redox del sustrato en un humedal cambia, las reacciones se pueden revertir, y los humedales pueden pasar de remover sulfatos y metales a generarlos (Pozo-Antonio *et al.*, 2017). El oxígeno que es transportado por las plantas de los humedales hacia la raíz, causa un

incremento en el potencial redox y puede llegar así a re-movilizar los metales precipitados (Xu y Mills, 2018; Pérez-Sirvent *et al.*, 2017). En la rizósfera se darán condiciones oxidativas, las cuales promueven la precipitación de oxi-hidróxidos de Fe^{+3} y MnO_2 (Mayes *et al.*, 2009; Sheoran y Sheoran, 2006; Stottmeister *et al.*, 2003). Es por esto que la presencia de macrófitas puede llegar a ser contraproducente. A diferencia de los humedales construidos convencionales, en muchos biorreactores utilizados para tratar AMD, el sustrato no es sembrado con macrófitas, pues la introducción de oxígeno por vía de la rizosfera resulta indeseable y además la asimilación por las plantas se considera que no es un mecanismo importante en la atenuación de los metales (Gandy *et al.*, 2016).

En este trabajo de aplicación se pudo contrastar tres escenarios distintos: a) sustrato sin macrófitas (CW1 y CW2), b) sustrato sembrado con *Typha latifolia* (CW3 y CW4) y c) sustrato sembrado con *Pennisetum purpureum* (CW5 y CW6). La presencia de macrófitas en cuatro de estos pequeños humedales, podría afectar el potencial redox del sustrato, imponiendo condiciones aerobias, que bloquearían la sulfato-reducción y por lo tanto reducirían drásticamente los niveles de remoción de sulfatos y hierro. Sin embargo, este fenómeno no se evidenció, a pesar del gran desarrollo que tuvieron las raíces en las macrófitas. De nuevo, cabe inferir, que la remoción del hierro (el único metal pesado que se monitoreó) recae principalmente en la adsorción sobre materia orgánica y en menor medida sobre la precipitación de sulfuros metálicos.

5.4 Conclusiones y Recomendaciones

Se evaluó un sistema de tratamiento pasivo de drenajes ácidos mineros (AMD) que conjuga componentes bióticas y abióticas. El sistema consta de tres componentes: a) Un sistema de cinco

lechos de caliza de flujo horizontal acoplados en serie (SLCFH), Un sistema de aireación con cascadas (SAC) y seis humedales construidos (CW). El SLCFH se operó como reactor de flujo continuo, el SAC y los CW se operaron como reactores intermitentes. El sistema de tratamiento fue alimentado durante un periodo total de 15 semanas con AMD, proveniente del centro de acopio “El Triunfo” de Paipa. En los CW se confrontaron tres configuraciones distintas, en donde la única variable era el tipo de macrófita sembrada en el sustrato. Dos de los CW se dejaron sin macrófitas (humedales control), otros dos se sembraron con *Typha latifolia* y los otros dos se sembraron con *Pennisetum purpureum*. Las medidas de temperaturas, caudales, pH, hierro y sulfatos se desarrollaron durante las 10 últimas semanas de operación del sistema.

El SLCFH se operó en condiciones hidráulicas de flujo dinámico, con un flujo medio de 2.9 ± 0.05 L/h. La temperatura promedio del sustrato de los humedales fue de 14.8 ± 0.2 °C. Los valores de pH en el AMD de alimentación variaron entre 2.8 ± 0.0 y 4.1 ± 0.0 unidades y a la salida del sistema completo se lograron incrementos comprendidos dentro de un rango de 8.2 ± 0.1 a 9.1 ± 0.0 unidades. Los porcentajes de remoción total de sulfatos se dieron en un rango comprendido entre un $25.1 \pm 10.9\%$ y un $46.1 \pm 7.4\%$. Los porcentajes de remoción total de hierro variaron entre un $94.1 \pm 0.6\%$ y un $99.9 \pm 0.0\%$.

El análisis de resultados indica que la presencia o ausencia de macrófitas, o el tipo de macrófita sembrada en el sustrato no tuvo un efecto significativo ni en los niveles de remoción de hierro y sulfatos ni en la capacidad del sistema para aumentar el pH. La actividad biológica de los CW recayó principalmente sobre los microorganismos y en una medida muy inferior sobre las macrófitas. La actividad de las bacterias sulfato-reductoras contribuyó a la remoción de hierro, aunque no de forma preponderante. El mecanismo principal de remoción de hierro fue la adsorción sobre la materia orgánica del sustrato.

Durante las 15 semanas que duró la operación del sistema no se presentaron problemas de colmatación ni en el SLCFH ni en los CW. Tampoco se vio diezmada la capacidad del sistema para aportar alcalinidad y remover hierro.

Como sugerencias para futuros trabajos: a) ensayar diferentes sustratos, utilizando los mismos componentes, pero combinándolos en diferentes proporciones. b) prolongar el monitoreo del sistema durante un periodo de tiempo mucho más largo, para poder sacar conclusiones sobre el efecto que produce los cambios a mediano y largo plazo en las gravas de caliza, el coque y el sustrato orgánico. c) Implementar un nuevo prototipo de humedal con varios tanques conectados en serie, que pueda ser operado con flujo continuo. d) ampliar los ensayos con las macrófitas, involucrando nuevas especies, para poder establecer con más claridad el rol que pueden llegar a jugar en los humedales. e) Involucrar en los monitores más parámetros de calidad de agua, tales como: alcalinidad, acidez, dureza, conductividad y manganeso.

Referencias Bibliográficas

- Akcil, A., Koldas, S. (2006). Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *J. clean. Prod.* **14**: 1139-1145.
- Al-Rekabi, W., Qing, H., Qing, W., Abbas, A. (2007). Utilization of constructed wetlands for wastewater treatment. *Eur. J. Sci. Res.* **18**(1): 165-185.
- APHA, AWWA, WEF. (2012). Standard Methods for the examination of water and wastewater, 22ND Edition. American Public Health Association, Washington, DC.
- Arias, S. (2010). Función de las plantas, flujo y tipo de vegetación en humedales técnicos construidos como alternativa para el tratamiento de las aguas residuales en países tropicales en desarrollo. Tesis de especialización, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga.
- Ashane, W., Fernando, W., Ilankoon, I., Syed, T., Yellishetty, M. (2018). Challenges and Opportunities in the removal of sulphate ions in contaminated mine water: A review. *Miner. Eng.* **117**: 74-90.
- Bonnano, G., Cirelli, G. (2017). Comparative analysis of elements concentration and traslocation in the wetland congener plants: *Typha domingensis*, *Typha latifolia* and *typha angustifolia*. *Ecotox. Environ. Saf.* **143**: 93-101.
- Brix, H. (1994). Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Wat. Sci. Tech.*, **30**(8): 209-223.
- Clyde, E., Champagne, P., Jamieson, H., Gorman, C. (2016). The use of a passive treatment system for the mitigation of acid mine drainage at the Williams Brothers Mine (California): pilot-scale study. *J. clean. Prod.* **130**: 116-125.
- Champagne, P. (2007). Wetlands. En: Ong, S. (Ed), Surampalli, R. (Ed), Bhandari, A.(Ed), Champagne, P. (Ed), Tyagi, R. (Ed), Lo, I. (Ed). (2007). Natural process and systems for

- hazardous waste treatment, 1° Ed., American Society of Civil Engineers (ASCE), Reston, Virginia. pp: 189-256.
- Galván, J. (2016). Evaluación de sistemas de humedales construidos para la disminución de la concentración de metales pesados generados por los drenajes ácidos de minería. Trabajo de grado magister en ecotecnología, Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira.
- Gandy, C., Davis, J., Orme, P., Potter, H. (2016). Metal Removal mechanisms in a short hydraulic residence time subsurface flow compost wetland for mine drainage treatment. *Eco. Eng.* **97**: 179-185.
- Garcia, J., Morató, J., Bayona, J. (2004). Humedales construidos para controlar la contaminación: Perspectiva sobre una tecnología en expansión, 1° Edición. Ediciones CPTE, Barcelona, pp. 7-16.
- Guevara, A. (2012). Utilización de los humedales construidos en el tratamiento de drenaje ácido de minas. Trabajo de grado de especialización, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga.
- Hallberg, K., Johnson, D. (2005). Biological manganese removal from acid mine drainage in constructed wetlands and prototype bioreactors. *Sci. total environ.* **338**: 115-124.
- Henger, T., Squillace, M., O'Sullivan, A., Stone, J. (2014). Life Cycle Assessment analysis of active and passive acid mine drainage treatment technologies. *RESOUR CONSERV RECY.* **86**:160-167.
- Iakovleva, E., Mäkilä, E., Salonen, J., Sitarz, M., Wang, S. (2015). Acid mine drainage (AMD) treatment: Neutralization and toxic elements removal with unmodified and modified limestone. *Eco. Eng.* **81**: 30-40.
- INVIAS (Instituto Nacional de Vías). Análisis Granulométrico de suelos por tamizado: INVE-123-07. Disponible en Internet [Consultado 30 de septiembre 2017]:
ftp://ftp.unicauca.edu.co/Facultades/FIC/IngCivil/Especificaciones_Normas_INV-07/Normas/Norma%20INV%20E-123-07.pdf
- Johnson, D., Hallberg, K. (2005). Acid mine drainage remedial options: a review. *Sci. total environ.* **338**: 3-14.

- Kalin, M., Fyson, A., Wheeler W. (2006). The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage. *Sci. total environ.* **366**: 395-408.
- Karathanasis, A., Johnson, C. (2003). Metal Removal Potential by three aquatic plants in an Acid Mine Drainage Wetlands. *Mine Wat, Environ.* **22**: 22-30.
- Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A., Hedmark A. (2010). Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *SWS.* **30**: 111-124.
- Kefeni, K., Msagati, T., Mamba, B. (2017). Acid mine drainage: Prevention, treatment options, and resource recovery: A review. *J. clean. Prod.* **151**: 475-493.
- Klomjek, P. (2016). Swine wastewater treatment using vertical subsurface flow constructed wetland planted with Napier grass. *Sustain Environ Res.* **26**: 217-223.
- Klink, A., Polechonska, L., Ceglowska, A., Stankiewicz, A. (2016). *Typha latifolia* (broadleaf cattail) as bioindicator of different types of pollution in aquatic ecosystems – application of self-organizing feature map (neural network). *Enviro Sci Pollut Res* **23**: 14078-14086.
- Kuschik, P., Nguyen, H., Richter, J., Paredes D., Wiessner. (2012). Modell experiments on the treatment of mine effluents in constructed wetlands - System comparision and influence of hydrogen gas injection. Conferencia Panamericana en sistemas humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad de agua, Universidad Tecnológica de Pereira, febrero 26-marzo 1, Pereira, Colombia.
- Lee, J., Khim, J., Woo, K., Ji, W. (2013). A full-scale successive alkalinity-producing passive System (SAPPS) for the treatment of acid mine drainage. *Water air soil pollut.* **224**(1656): 1-8.
- Macias, F., Caraballo, M., Nieto, J., Rötting, T., Ayora, C. (2012). Natural pretreatment and passive remediation of highly polluted acid mine drainage. *J. Environ. Manag.* **104**: 93-100.
- Mayes, W., Batty, L., Younger, P., Jarvis, A., Kõiv, M., Vohla, C., Mander, U. (2009). Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Sci Total Environ* **407**: 3944-3957.

- Medina, K. (2017). Piedra caliza y carbón activado para tratamiento de drenajes mineros. Análisis de su eficiencia. Trabajo de grado, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja.
- Neculita, C., Zaguyy, G., Bussière, B. (2007). Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate – reducing bacteria: Critical Review and research needs. *J. Environ. Qual.* **36**: 1-16.
- Ogunkunle, C., Fatoba, P., Oyedeji, A., Awotoye, O. (2004). Assessing the heavy metal transfer and translocation by *Sida acuta* and *Pennisetum purpureum* for phytoremediation purposes. *Albanian J. agric. Sci.* **13**(1): 71-80.
- Ordoñez, A., Pend s, F., Lored, J. (1999). Sistemas de tratamiento pasivo para aguas ácidas de mina: experiencias de laboratorio, diseño y ejecución. Tesis Doctoral. Editorial Ediurno, Universidad de Oviedo.
- Orozco, C., Pérez, A., Gonzales, M., Rodriguez, F., Alfayate, J. (2003). Problemas resueltos de contaminación ambiental. Cuestiones y problemas resueltos. 1  Edición., Editorial Thomson. Madrid. p: 49.
- Perez-Sirvent, C., Hernandez-Perez, C., Martínez-Sanchez, M., García-Lorenzo, M., Bech, J. (2017). Metal uptake by wetland plants: implications for phytoremediation and restorations. *J Soils Sediments.* **17**: 1384-1393.
- Pozo-Antonio, J., Puente, I., Lag ella, S., Veiga, M. (2017). Tratamiento microbiano de aguas ácidas resultantes de la actividad minera: una revisión. *TECNOL CIENC AGUA.* **8**(3): 75-91.
- Sangwoo, J., Sunjoon, K., Juin, K. (2008). The status of the passive treatment systems for acid mine drainage in South Korea. *Environ Geol.* **55**: 1181-1194.
- Sheoran, A., Sheoran, V. (2006). Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Miner. Eng.* **19**: 105-116.
- Simate, G., Sehlielo, N. (2014). Acid mine drainage: Challenges and Opportunities. *JECE.* **2**: 1785-1803.

SIMCO (Sistema de Información Minero Colombiano). Disponible en Internet [Consultado 26 de agosto de 2017]: <http://www.simco.gov.co/simco/Estadísticas/Producción/tabid/121/Default.aspx>

Stottmeister, U., Wießner, A., Kuschik, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R., Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnol Adv.* 22: 93-117.

Tierra Viva. Disponible en Internet [Consultado 12 de octubre de 2017]: <http://tierraescarabajos.galeon.com/>

Universidad Externado de Colombia. Disponible en Internet [Consultado 28 de agosto de 2017]: <http://zero.uexternado.edu.co/mineria-del-carbon-en-boyaca-entre-la-informalidad-minera-la-crisis-de-un-sector-y-su-potencial-para-el-desarrollo/>

Vasquez, Y., Escobar, M., Neculita, C., Arbeli, Z., Roldan, F. (2016). Biochemical passive reactors for treatment of acid mine drainage: Effect of hydraulic retention time on changes in efficiency, composition of reactive mixture, and microbial activity. *Chemosphere* **153**: 244-253.

Vasquez, Y., Escobar, M., Neculita, C., Arbeli, Z., Roldan, F. (2016 b). Selection of reactive mixture for biochemical passive treatment of acid mine drainage. *Environ Earth Sci.* **75**(576): 1-11.

Vasquez, Y., Vasquez, F. (2011). Tratamientos pasivos para drenajes de mina de carbón. 1º Edición., Ediciones Universidad Central. Bogotá.

Vela, N. (2013). Diseño de un Sistema de tratamiento de drenaje ácido de minas con humedales construidos. Manual de diseño, Universidad de los Andes, Bogotá.

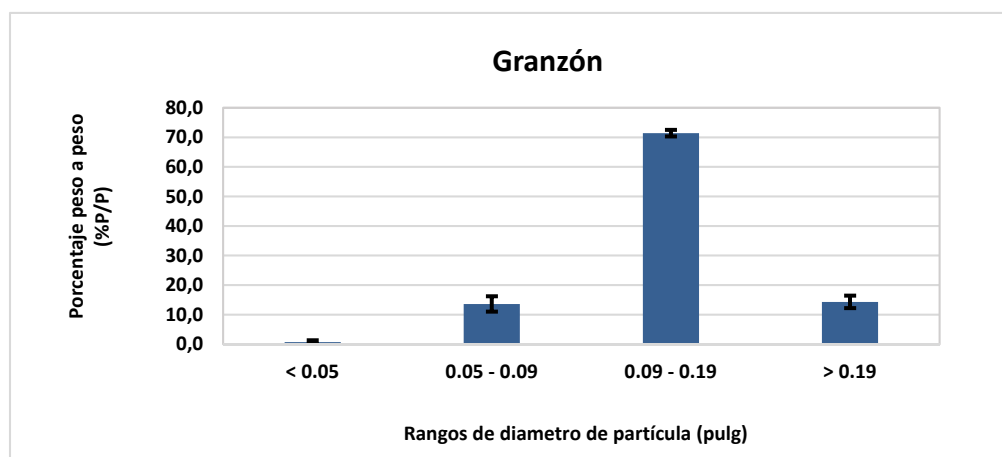
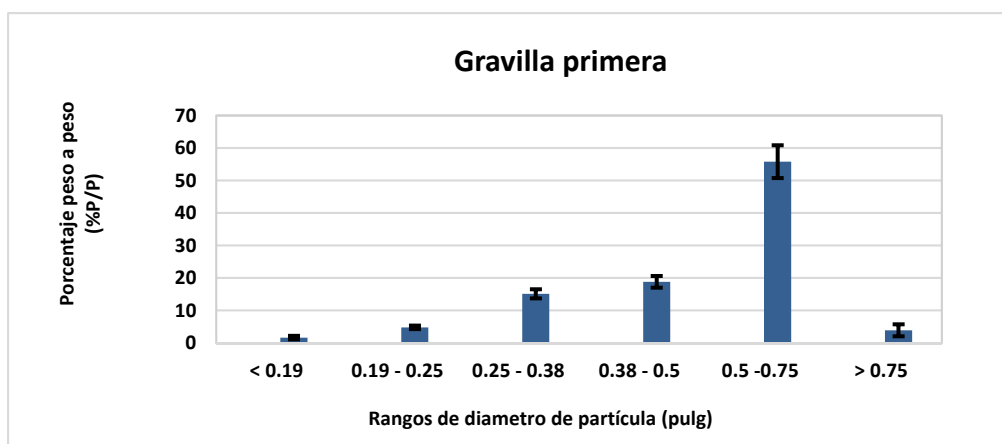
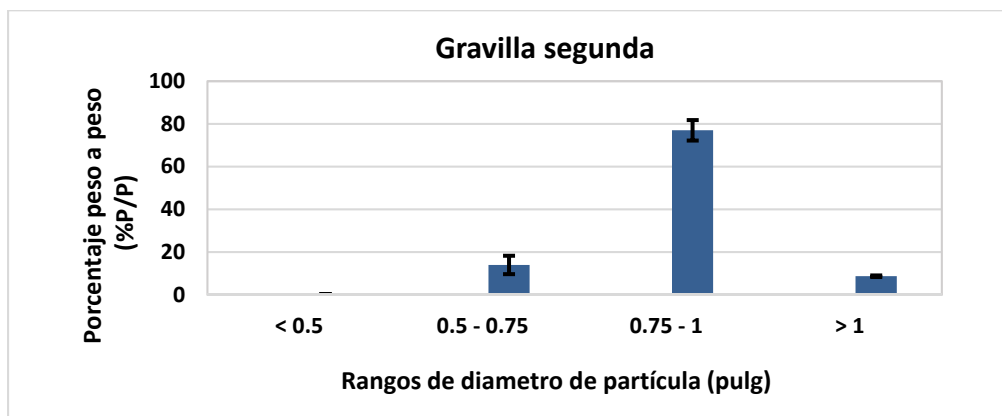
Wallace, S. (1998). Putting wetlands to work. *Civil Engineering.* **68**(7): 57-60.

Whitehead, P., Prior, H. (2005). Bioremediation of acid mine drainage: an introduction to the wheal Jane wetlands project. *Sci. total environ.* **338**: 15-21.

- Xu,Q., Hunag, Z., Wang, X., Cui,L. (2015). *Pennisetum sinense* Roxb and *Pennisetum purpureum* Schum. as vertical-flow constructed wetland vegetation for removal of N and P for domestic sewage. *Ecol. Eng.* **83**:120-124.
- Xu, X., Mills, G. (2018). Do constructed wetlands remove metals or increase metal bioavailability?. *J. Environ. Manag.* **218**: 245-255.
- Ye, Z., Whiting, S., Lin, Z., Lytle, C., Qian, J., Terry, N. (2001). Removal and distribution of iron, manganese, cobalt and nickel within a Pennsylvania constructed wetland treating coal combustion by-product leachate. *J. Environ. Qual.* **30**: 1464-1473.
- Ziemkiewich, P., Skousen, J., Simmons, J. (2003). Long-term performance of passive acid mine drainage treatment systems. *Mine Water Environ.* **22**: 118-129.

Apéndices

Apéndice A. Distribución granulométrica de las gravas de caliza.



Apéndice B. Datos obtenidos en la evaluación de los LCFV

a) Primera evaluación

Medidas de caudales en el primer ensayo con los LCFV

LECHOS DE CALIZA	TIPO DE CALIZA	CAUDAL MEDIO (L/h)	
LCFV 1 y 2	Granzón	10.3±0.4	11.7±0.5
LCFV 3 y 4	Gravilla Primera	11.8±0.6	11.8±0.4
LCFV 5 y 6	Gravilla Segunda	11.5±0.5	12.3±0.3

Medidas de pH en el primer ensayo con los LCFV

LECHOS DE CALIZA	TIPO DE CALIZA	pH MEDIO ENTRADAS	pH MEDIO SALIDAS	
LCFV 1 y 2	Granzón	4.6±0.2	6.7±0.1	6.8±0.2
LCFV 3 y 4	Gravilla Primera	4.6±0.2	5.4±0.1	5.3±0.1
LCFV 5 y 6	Gravilla Segunda	4.6±0.2	4.9±0.1	4.9±0.1

Medidas de sulfatos en el primer ensayo con los LCFV

LECHOS DE CALIZA	TIPO DE CALIZA	SULFATOS ENTRADAS (mg/L)	SULFATOS SALIDAS (mg/L)	
LCFV 1 y 2	Granzón	135.5±4.4	105.3	118.6
LCFV 3 y 4	Gravilla Primera	135.5±4.4	97.3	101.9
LCFV 5 y 6	Gravilla Segunda	135.5±4.4	88.7	98.3

Medidas de hierro en el primer ensayo con los LCFV

LECHOS DE CALIZA	TIPO DE CALIZA	HIERRO ENTRADAS (mg/L)	HIERRO SALIDAS (mg/L)	
LCFV 1 y 2	Granzón	75.2±7.4	35.0	39.3
LCFV 3 y 4	Gravilla Primera	75.2±7.4	47.3	46.0
LCFV 5 y 6	Gravilla Segunda	75.2±7.4	57.3	49.3

En las medidas de caudales y pH la temperatura promedio fue de 18.2°C. En las medidas de sulfatos y hierro la temperatura media fue de 17.4°C

b) Segunda evaluación**Medidas de caudales en el segundo ensayo con los LCFV**

LECHOS DE CALIZA	GRANULOMETRIA DE LA CALIZA	CAUDAL MEDIO (L/h)
LCFV 1	(0-1/4)pulg	11.7±0.2
LCFV 2	(1/4-3/8)pulg	11.5±0.5
LCFV 3	(3/8-1/2)pulg	11.2±0.4
LCFV 4	(1/2-3/4)pulg	12.1±0.1
LCFV 5	(3/4-1)pulg	11.8±0.2

Medidas de pH en el segundo ensayo con los LCFV

LECHOS DE CALIZA	GRANULOMETRIA DE LA CALIZA	pH MEDIO ENTRADAS	pH MEDIO SALIDAS
LCFV 1	(0-1/4)pulg	2.9±0.1	6.4±0.2
LCFV 2	(1/4-3/8)pulg	2.9±0.1	3.6±0.2

LECHOS DE CALIZA	GRANULOMETRIA DE LA CALIZA	pH MEDIO ENTRADAS	pH MEDIO SALIDAS
LCFV 3	(3/8-1/2)pulg	2.9±0.1	3.3±0.1
LCFV 4	(1/2-3/4)pulg	2.9±0.1	3.3±0.1
LCFV 5	(3/4-1)pulg	2.9±0.1	3.2±0.2

Medidas de sulfatos en el segundo ensayo con los LCFV

LECHOS DE CALIZA	GRANULOMETRIA DE LA CALIZA	SULFATOS ENTRADAS (mg/L)	SULFATOS SALIDAS (mg/L)
LCFV 1	(0-1/4)pulg	140.9±4.2	127.5±5.2
LCFV 2	(1/4-3/8)pulg	140.9±4.2	140.6±3.1
LCFV 3	(3/8-1/2)pulg	140.9±4.2	135.8±2.8
LCFV 4	(1/2-3/4)pulg	140.9±4.2	140.3±2.4
LCFV 5	(3/4-1)pulg	140.9±4.2	133.0±4.7

Medidas de hierro en el segundo ensayo con los LCFV

LECHOS DE CALIZA	GRANULOMETRIA DE LA CALIZA	HIERRO ENTRADAS (mg/L)	HIERRO SALIDAS (mg/L)
LCFV 1	(0-1/4)pulg	101.0±6.2	31.0±5.2
LCFV 2	(1/4-3/8)pulg	101.0±6.2	56.8±4.1
LCFV 3	(3/8-1/2)pulg	101.0±6.2	81.5±3.9
LCFV 4	(1/2-3/4)pulg	101.0±6.2	107.7±4.3
LCFV 5	(3/4-1)pulg	101.0±6.2	108.8±3.7

En las medidas de caudales y pH la temperatura promedio fue de 17.8°C. En las medidas de sulfatos y hierro la temperatura media fue de 18.1°C.

Apéndice C. Datos obtenidos en la evaluación del SLCFH.

Aforo de caudales en el ensayo con el SLCFH

Intervalo de tiempo	Caudal medio
Δt (min)	(L/h)
0-15	8.2 $\pm$ 0.0
15-30	11.7 $\pm$ 0.3
30-45	12.9 $\pm$ 0.2
45-60	13.6 $\pm$ 0.4
60-75	12.0 $\pm$ 2.2
75-90	9.7 $\pm$ 0.3
90-105	9.5 $\pm$ 0.2
105-120	9.1 $\pm$ 0.1
Promedio	10.8$\pm$2.0

Medidas de pH en el ensayo con el SLCFH

Intervalo de tiempo	pH	pH
Δt (min)	Entradas	Salidas
0-15	4.3 $\pm$ 0.0	7.2
15-30	4.3 $\pm$ 0.0	7.3
30-45	4.3 $\pm$ 0.0	7.4
45-60	4.3 $\pm$ 0.0	7.5
60-75	4.3 $\pm$ 0.0	7.5
75-90	4.3 $\pm$ 0.0	7.6
90-105	4.3 $\pm$ 0.0	7.5
105-120	4.3 $\pm$ 0.0	7.5

Medidas de sulfatos en el ensayo con el SLCFH

Intervalo de tiempo	Sulfatos	Sulfatos
Δt (min)	Entrada	Salida
	(mg/L)	(mg/L)
0-30	138.9 $\pm$ 6.4	120.6
30-60	138.9 $\pm$ 6.4	137.4
60-90	138.9 $\pm$ 6.4	153.8
90-120	138.9 $\pm$ 6.4	146.2

Medidas de hierro en el ensayo con el SLCFH

Intervalo de tiempo	Hierro	Hierro
Δt (min)	Entrada	Salida
	(mg/L)	(mg/L)
0-30	92.0 $\pm$ 1.8	21.8
30-60	92.0 $\pm$ 1.8	18.1
60-90	92.0 $\pm$ 1.8	19.1
90-120	92.0 $\pm$ 1.8	12.8

La temperatura media en la prueba de aforo de caudales y en el análisis de pH fue de 12.0°C. La temperatura media en los análisis de hierro y sulfatos fue de 13.1°C.

Apéndice D. Datos obtenidos en la evaluación del SAC.**Medidas de pH obtenidas en el ensayo con el SAC**

Secuencia de tandas cada una de 250 ml	pH Entrada	pH Salida
Tanda 1	7.3±0.0	7.5
Tanda 2	7.3±0.0	7.5
Tanda 3	7.3±0.0	7.5
Tanda 4	7.3±0.0	7.5

Medidas de sulfatos obtenidas en el ensayo con el SAC

Secuencia de tandas cada una de 250 ml	Sulfatos Entrada (mg/L)	Sulfatos Salida (mg/L)
Tanda 1	140.7±2.3	106.4
Tanda 2	140.7±2.3	115.9
Tanda 3	140.7±2.3	129.1
Tanda 4	140.7±2.3	141.9

Medidas de hierro obtenidas en el ensayo con el SAC

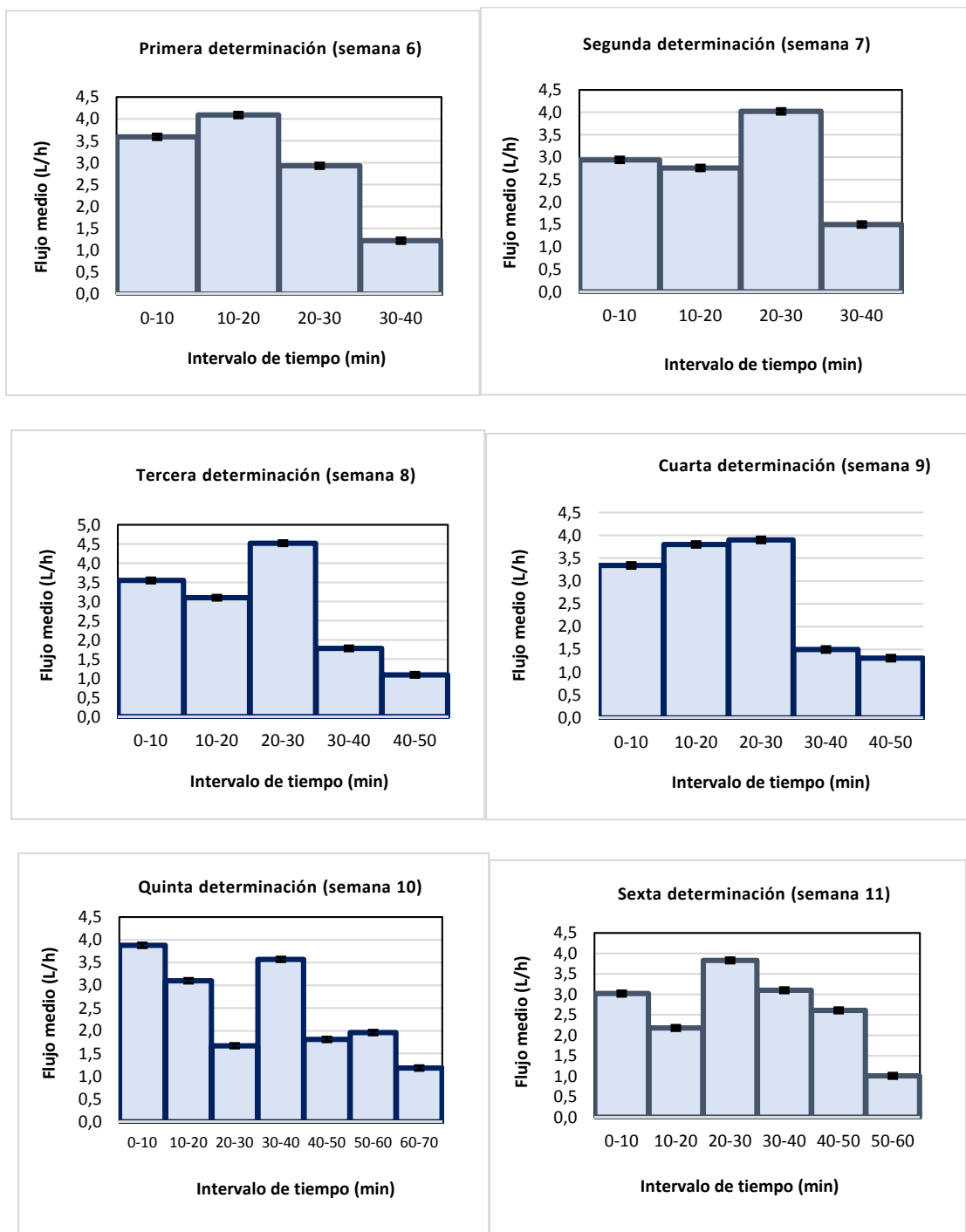
Secuencia de tandas cada una de 250 ml	Hierro Entrada (mg/L)	Hierro Salida (mg/L)
Tanda 1	17.1±0.2	14.0
Tanda 2	17.1±0.2	13.1
Tanda 3	17.1±0.2	13.6

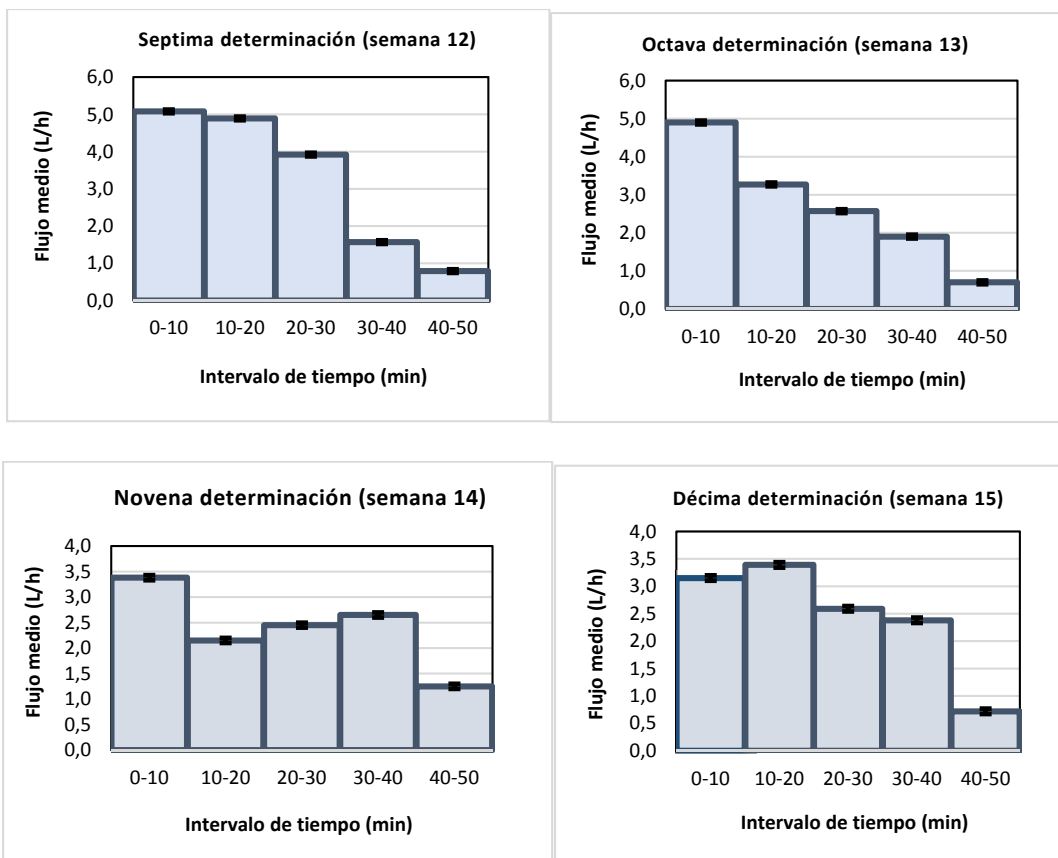
Secuencia de tandas cada una de 250 ml	Hierro Entrada (mg/L)	Hierro Salida (mg/L)
Tanda 4	17.1±0.2	13.3

La temperatura media en las medias de pH, sulfatos y hierro fue de 17.3°C.

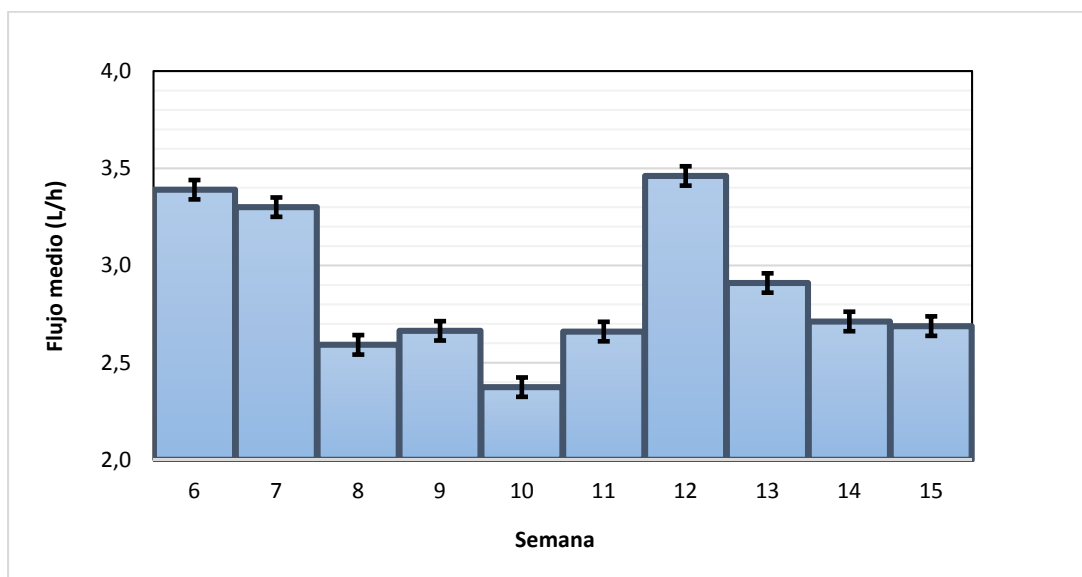
Apéndice E. Evaluación hidráulica del SLCFH durante el tratamiento completo.

Aforo de caudales en la salida del SLCFH





Perfil de variación de caudales medios semanales en la salida del SLCFH



Apéndice F. Datos de pH, sulfatos y hierro obtenidos en la evaluación del sistema de tratamiento completo.

Análisis de laboratorio del primer lote de muestras

Muestra	pH	Sulfatos (mg/L)	Hierro (mg/L)
Entrada SLCFH	4.1±0.0	136.6±1.1	88.3±6.7
Salida SLCFH	7.6±0.1	134.7±1.9	24.8±5.9
Salida SAC	7.6±0.1	123.8±1.3	16.1±3.7
Salida CW1	8.4	90.4	2.7
Salida CW2	8.3	83.5	2.6
Salida CW3	8.6	100.8	3.9
Salida CW4	8.7	95.0	3.3
Salida CW5	8.8	93.9	5.3
Salida CW6	8.5	91.5	5.1
Temperatura Ambiente (°C)		18.9	

Análisis de laboratorio del segundo lote de muestras

Muestra	pH	Sulfatos (mg/L)	Hierro (mg/L)
Entrada SLCFH	2.8±0.0	147.7±2.8	382.5±8.7
Salida SLCFH	5.2±0.1	119.9±1.6	240.0±9.4
Salida SAC	6.1±0.2	114.8±1.0	122.5±1.3

Muestra	pH	Sulfatos (mg/L)	Hierro (mg/L)
Salida CW1	8.2	107.0	1.0
Salida CW2	8.6	89.6	1.5
Salida CW3	8.3	89.0	3.1
Salida CW4	8.1	70.1	3.5
Salida CW5	8.4	91.6	2.5
Salida CW6	8.2	89.0	1.8
Temperatura ambiente (°C)		18.7	

Análisis de laboratorio del tercer lote de muestras

Muestra	pH	Sulfatos (mg/L)	Hierro (mg/L)
Entrada SLCFH	2.8±0.0	151.7±1.1	417.5±9.1
Salida SLCFH	5.3±0.1	127.8±1.4	127.5±10.4
Salida SAC	6.2±0.1	100.1±2.3	100.0±6.1
Salida CW1	8.5	96.3	0.4
Salida CW2	8.6	103.2	1.7
Salida CW3	8.4	89.6	1.3
Salida CW4	8.1	89.5	0.9
Salida CW5	8.4	71.3	1.5
Salida CW6	8.4	95.4	1.1
Temperatura ambiente (°C)		19.0	

Análisis de laboratorio del cuarto lote de muestras

Muestra	pH	Sulfatos (mg/L)	Hierro (mg/L)
Entrada SLCFH	2.8±0.0	166.5±3.2	335.0±8.4
Salida SLCFH	5.0±0.1	125.7±2.0	97.5±7.9
Salida SAC	5.5±0.1	118.7±1.1	73.0±4.8
Salida CW1	8.6	116.1	3.0
Salida CW2	8.8	97.8	1.7
Salida CW3	8.4	109.9	2.3
Salida CW4	8.4	109.5	0.4
Salida CW5	9.1	109.5	2.0
Salida CW6	9.1	90.9	0.7
Temperatura ambiente (°C)		16.5	

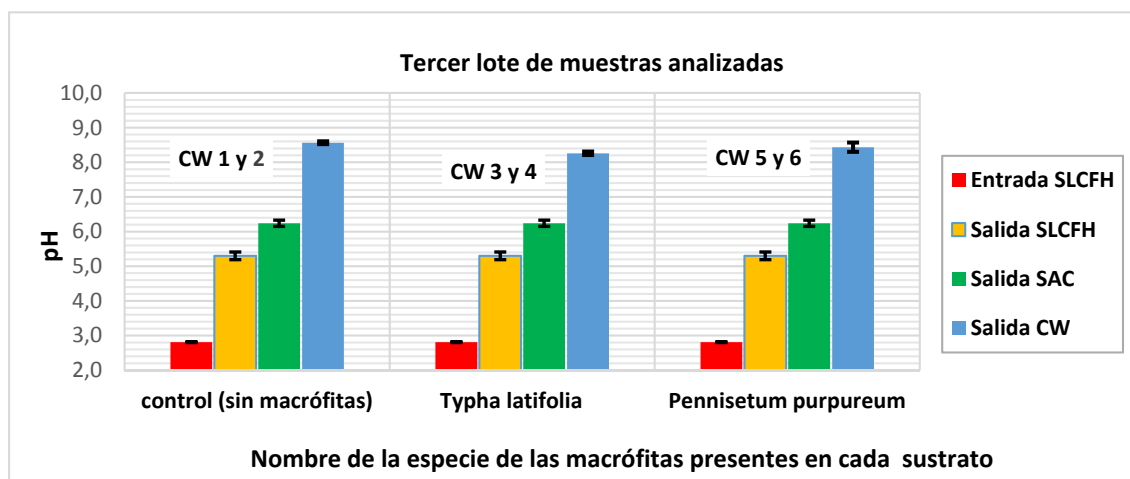
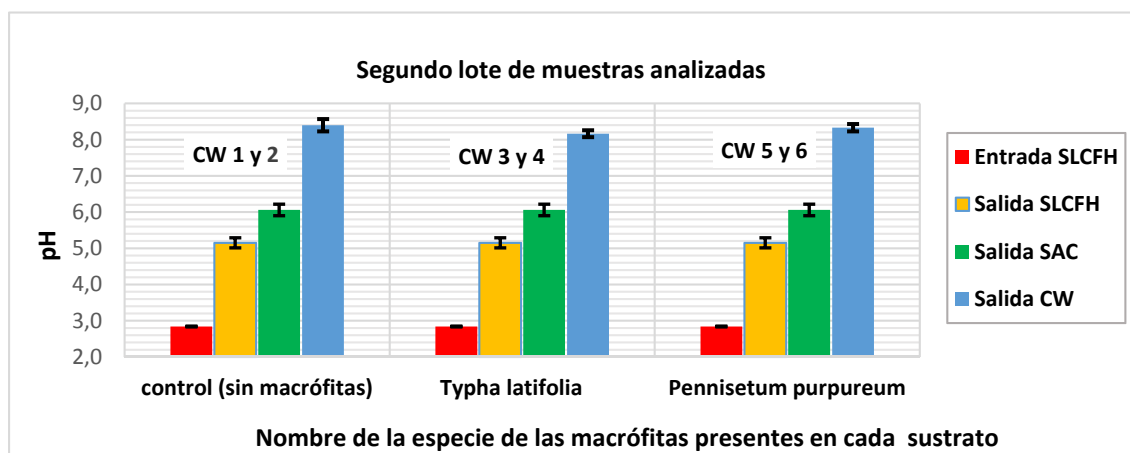
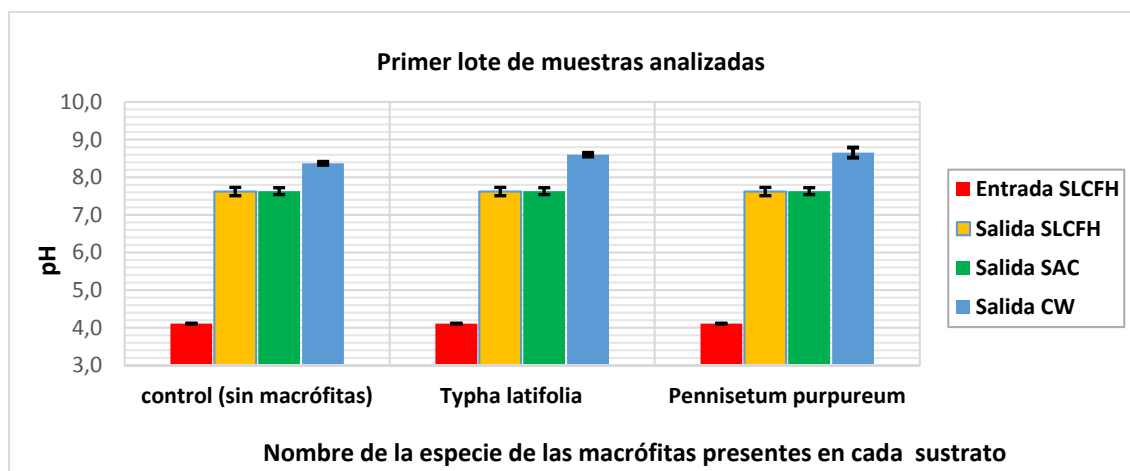
Análisis de laboratorio del quinto lote de muestras

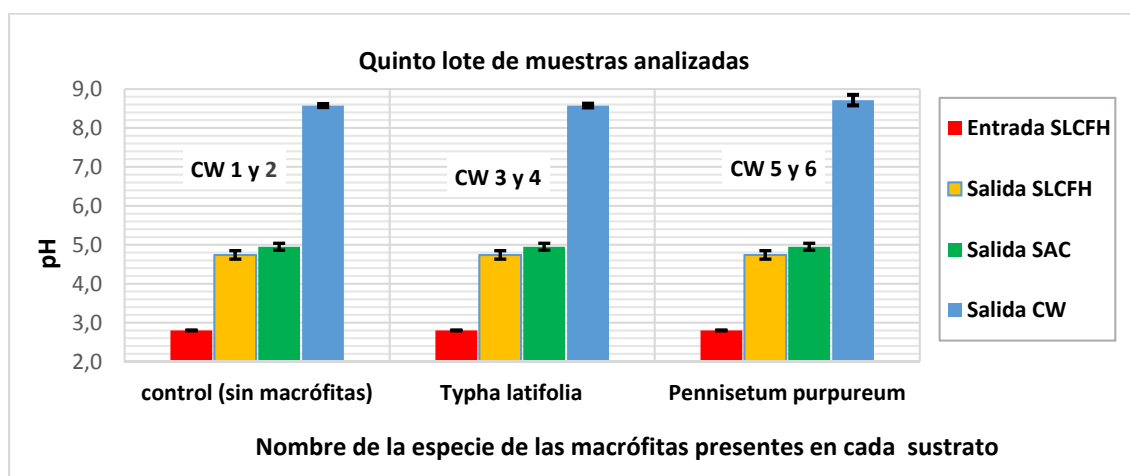
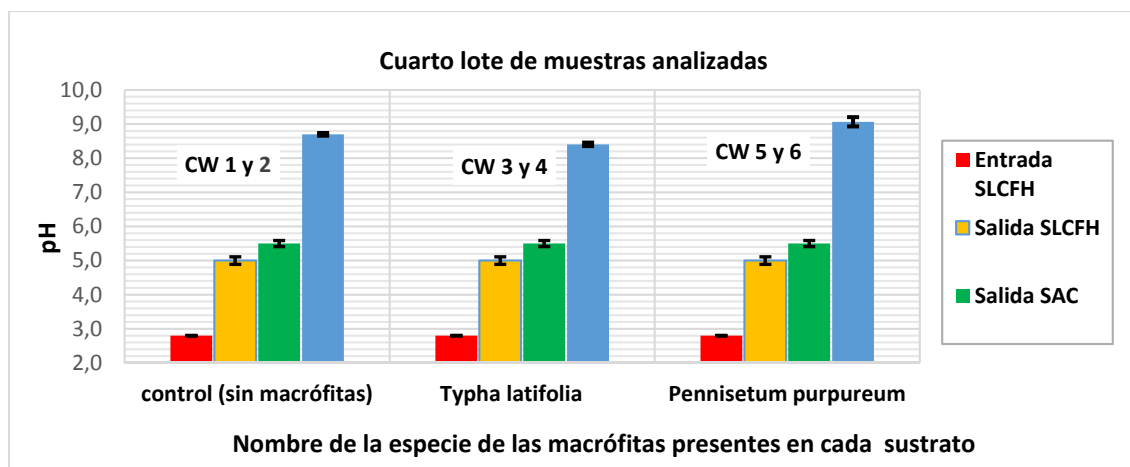
Muestra	pH	Sulfatos (mg/L)	Hierro (mg/L)
Entrada SLCFH	2.8±0.0	156.4±1.0	292.5±7.5
Salida SLCFH	4.7±0.1	151.3±2.8	88.8±4.3
Salida SAC	5.0±0.1	147.5±1.3	72.5±2.5
Salida CW1	8.6	124.0	0.3
Salida CW2	8.6	109.1	0.5
Salida CW3	8.6	102.8	1.1
Salida CW4	8.6	118.2	0.2

Muestra	pH	Sulfatos (mg/L)	Hierro (mg/L)
Salida CW5	8.8	100.8	1.0
Salida CW6	8.7	133.4	0.9
Temperatura ambiente (°C)		17.9	

Apéndice G. Variación de pH en la evaluación del sistema de tratamiento completo.

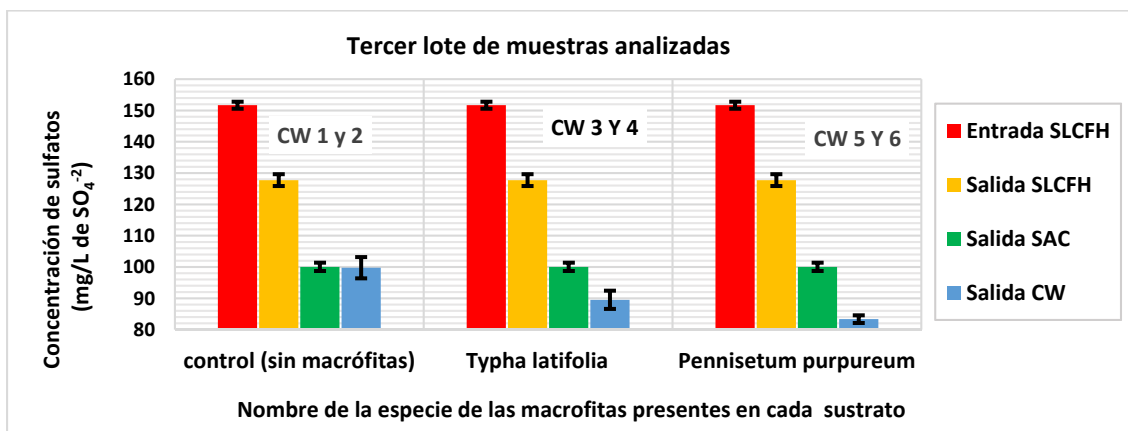
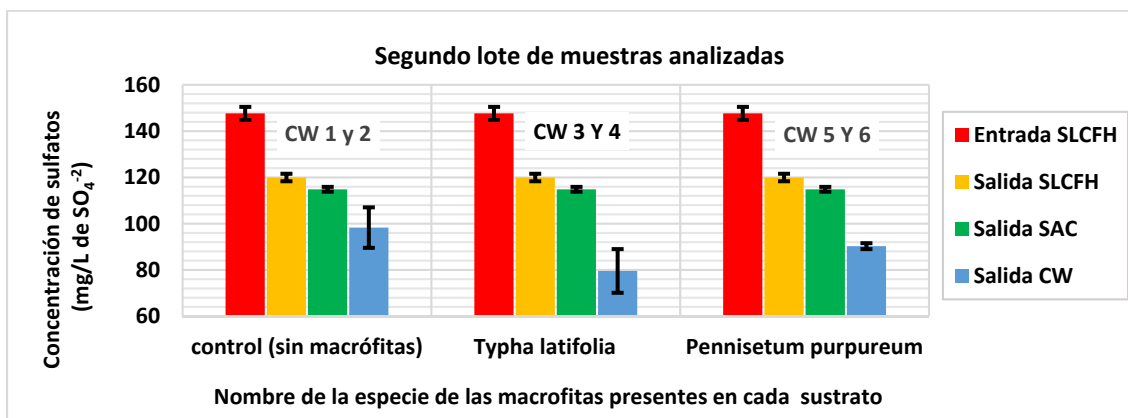
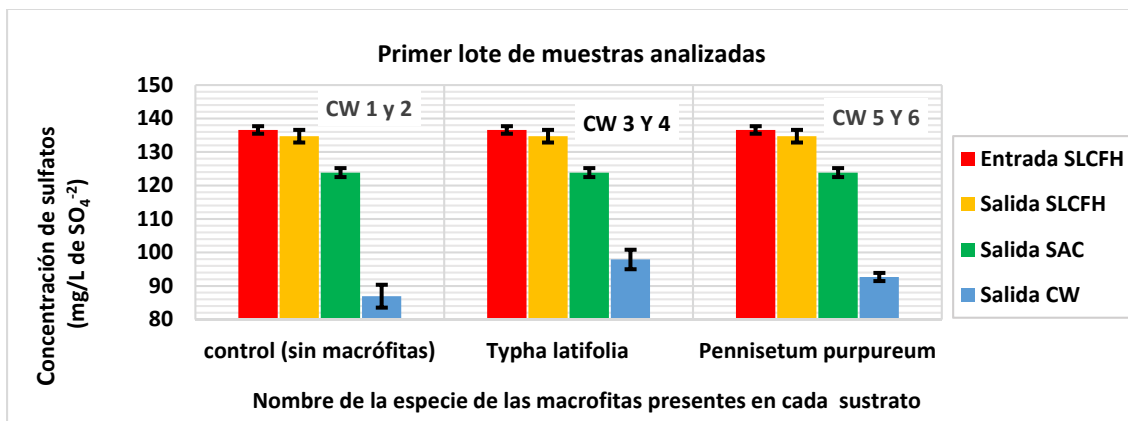
Valores de pH obtenidos lote por lote

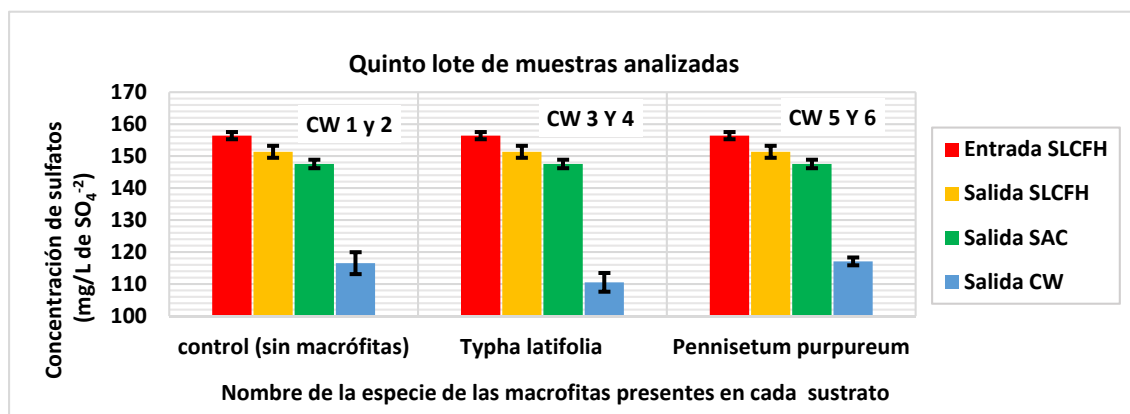
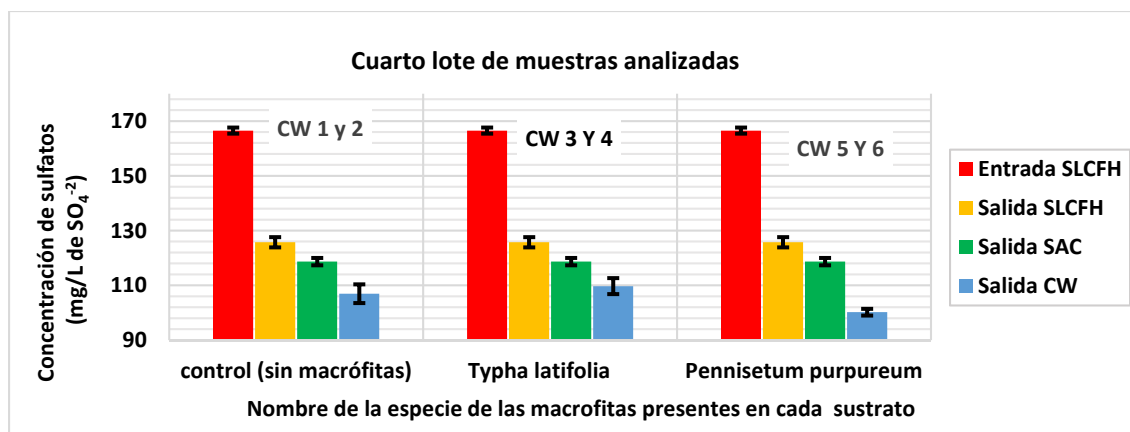




Apéndice H. Variación de sulfatos en la evaluación del sistema de tratamiento completo.

Valores de sulfatos obtenidos lote por lote





Apéndice I. Variación de hierro en la evaluación del sistema de tratamiento completo.

Valores de hierro obtenidos lote por lote

