

# *Phragmites australis*: Anaerobic constructed wetland; Fe (II) concentration; Total solids and pH in AMD

César Arévalo-Aranda, Dr.<sup>1</sup>; Aldo Castillo Chung, Msc.<sup>2</sup>; Alexander Vega Anticona, Dr.<sup>3</sup>; José Carlos Albán Palacios, Dr.<sup>4</sup>; Gary Christiam Farfán Chilicaus, Ms.<sup>5</sup>; Ángel Carrasco Porras, Ms.<sup>6</sup>; Iván Reyes López, Dr.<sup>7</sup>\*

<sup>1</sup>Departamento de Ciencias, Universidad Privada del Norte, Perú, [cesar.arevalo@upn.edu.pe](mailto:cesar.arevalo@upn.edu.pe);

<sup>2,5,7</sup>Departamento de Ingeniería Metalurgia, Universidad Nacional de Trujillo, Perú, [alrocas@unitru.edu.pe](mailto:alrocas@unitru.edu.pe); [gfarfanc@unitru.edu.pe](mailto:gfarfanc@unitru.edu.pe); [ireyes@unitru.edu.pe](mailto:ireyes@unitru.edu.pe).

<sup>3</sup>Departamento de Ingeniería de Materiales, Universidad Nacional de Trujillo, Perú, [avega@unitru.edu.pe](mailto:avega@unitru.edu.pe)

<sup>4</sup>Departamento de Física, Universidad Nacional de Piura, Perú, [jalbanp@unp.edu.pe](mailto:jalbanp@unp.edu.pe)

\*corresponding author:

[ireyes@unitru.edu.pe](mailto:ireyes@unitru.edu.pe)

Av. Juan Pablo s/n, Phone 044 633952

**Abstract:** *In the present research work, the concentrations of Fe (II), total solids, in addition to the pH variations, were determined as a function of the retention time of real water samples from an acid drainage of a coal mining unit. abandoned, using a Batch-type anaerobic artificial wetland. The water samples were taken from the Perejil river, which is located at 3981.5 masl; The acid drainage (AMD) used remained a total of 132 hours in the constructed artificial wetland; the samples were taken every 12 hours; Fe (II) was determined by atomic absorption; the determination of total solids was carried out by gravimetric method; while the pH values were made by instrumental measurement. The plant species used in the construction of the wetland was the so-called Phragmites australis (reed); From the results obtained, we can mention that the increase in the DAM retention time in the artificial wetland used decreases the initial concentrations of Fe(II) and total solids; in addition to increasing the pH values of the DAM; the Fe(II) removal percentages obtained after 48 hours of wetland use reached a maximum value of 98.488%; in the case of total solids, the maximum removal percentage was 76.134% in 132 hours of wetland use; while the pH of the DAM fluctuated between 3.2 (beginning) up to a value of 7.4 at 48 hours; In addition, it was evidenced that in the case of Fe(II) at a retention time of 12 hours, the removal percentage was already 95.685%; equivalent to the same number of hours, the pH of the DAM was already 6.4; Therefore, the use of the wetland should be evaluated at times greater than 12 hours.*

**Keywords--** *Anaerobic constructed wetland; Phragmites australis; Divalent iron, Total solids, pH.*

Digital Object Identifier: (only for full papers, inserted by LACCEI).

ISSN, ISBN: (to be inserted by LACCEI).

DO NOT REMOVE

# *Phragmites australis*: Humedal artificial anaerobico; concentración de Fe(II); Solidos totales y pH en DAM

César Arévalo-Aranda, Dr.<sup>1</sup>; Aldo Castillo Chung, Msc.<sup>2</sup>; Alexander Vega Anticona, Dr.<sup>3</sup>; José Carlos Albán Palacios, Dr.<sup>4</sup>; Gary Christiam Farfán Chilicaus, Ms.<sup>5</sup>; Ángel Carrasco Porras, Ms.<sup>6</sup>; Iván Reyes López, Dr.<sup>7</sup>\*

<sup>1</sup>Departamento de Ciencias, Universidad Privada del Norte, Perú, [cesar.arevalo@upn.edu.pe](mailto:cesar.arevalo@upn.edu.pe);

<sup>2,5,7</sup>Departamento de Ingeniería Metalurgia, Universidad Nacional de Trujillo, Perú, [alrocas@unitru.edu.pe](mailto:alrocas@unitru.edu.pe); [gfarfanc@unitru.edu.pe](mailto:gfarfanc@unitru.edu.pe); [ireyes@unitru.edu.pe](mailto:ireyes@unitru.edu.pe).

<sup>3</sup>Departamento de Ingeniería de Materiales, Universidad Nacional de Trujillo, Perú, [avega@unitru.edu.pe](mailto:avega@unitru.edu.pe)

<sup>4</sup>Departamento de Física, Universidad Nacional de Piura, Perú, [jalbanp@unp.edu.pe](mailto:jalbanp@unp.edu.pe)

\*corresponding author:

[ireyes@unitru.edu.pe](mailto:ireyes@unitru.edu.pe)

Av. Juan Pablo s/n, Phone 044 633952

**Resumen:** En el presente trabajo de investigación se determinó las concentraciones de Fe (II), solidos totales, además de las variaciones de pH, en función del tiempo de retención de muestras reales de aguas provenientes de un drenaje ácido de una unidad minera de carbón abandonada, utilizando un humedal artificial anaeróbico tipo Batch. Las muestras de agua se tomaron del río Perejil, la cual está ubicada a 3981.5 ms.n.m.; el drenaje ácido (DAM) utilizado permaneció un total de 132 horas en el humedal artificial elaborado; las tomas de muestras se realizaron cada 12 horas; la determinación del Fe (II) se hizo mediante absorción atómica; la determinación de solidos totales se realizó por método gravimétrico; mientras que los valores de pH se realizaron por medición instrumental. La especie vegetal utilizada en la construcción del humedal fue la denominada *Phragmites australis* (carrizo); de los resultados obtenidos podemos mencionar que el incremento del tiempo de retención del DAM en el humedal artificial utilizado, disminuye las concentraciones iniciales del Fe(II) y de los sólidos totales; además de incrementar los valores de pH del DAM; los porcentajes de remoción de Fe(II) obtenidos a las 48 horas de uso del humedal lograron un valor máximo de 98.488%; en el caso de solidos totales el porcentaje máximo de remoción fue de 76.134% en 132 horas de uso del humedal; mientras que el pH del DAM fluctuó entre 3.2 (inicio) hasta un valor de 7.4 a las 48 horas; además se evidenció que para el caso del Fe(II) a un tiempo de retención de 12 horas el porcentaje de remoción ya fue de 95.685%; de forma equivalente a la misma cantidad de horas el pH del DAM ya era de 6.4; por lo se debería evaluar el uso del humedal a tiempos mayores a las 12 horas.

**Palabras clave:** Humedal artificial anaeróbico; *Phragmites australis*; Hierro divalente, Solidos totales, pH.

## I. INTRODUCCIÓN

El río Chicama es uno de los ríos de la vertiente del Pacífico y está ubicado en la costa central de la Región La

Libertad, en el Perú; el río nace en las alturas de las minas de Callacuyán con el nombre de río Perejil, nombre que mantiene hasta la localidad de Coina, punto a partir del cual toma el nombre de Alto Chicama; en la zona denominada Perejil, operaba una unidad que explotaba carbón de forma artesanal, actualmente en estado de abandono. El drenaje ácido de mina (DAM) es un problema medioambiental perpetuo de las minas de carbón tanto activas como abandonadas; siendo común, que este llegue a los cuerpos de agua alejados cuando no son tratados, afectando de esta forma la vida acuática, además de la flora y fauna cercana. Los DAM se pueden generar de diversas fuentes, como son: agua de proceso después del beneficio, el desagüe de la mina, las lluvias torrenciales; la filtración de residuos y pilas de roca estéril, entre otras [1].

El proceso de oxidación de la pirita, además de otros minerales que contienen sulfuro (residuos mineros), en presencia de oxígeno, agua y bacterias oxidantes promueven la formación de los DAM. Las características de un DAM incluyen su elevada acidez, conductividad eléctrica (CE), contenido de metales pesados, elevadas concentraciones de sulfatos y hierro, además de una baja concentración de carbono orgánico [2]. La acidez es la principal preocupación para el tratamiento de un DAM, esto debido a su facilidad para facilitar la forma iónica de los metales disueltos y de esta forma incrementar la conductividad [3]. Las altas concentraciones de sulfatos podrían producir la eutrofización, disminuyendo la calidad del cuerpo de agua dulce, además de incrementar su toxicidad por sulfatos [4].

Para afrontar el desafío del tratamiento de los DAM, se han adoptado varias medidas de control y se han propuesto y aplicado algunos tratamientos, unos con mejores resultados que otros [5]; entre los diversos métodos de tratamientos propuestos, tenemos a los sistemas de tratamiento biológico, los cuales ofrecen un enfoque sostenible, de estos uno de los más

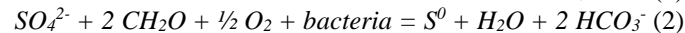
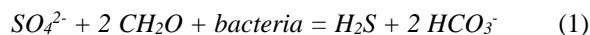
Digital Object Identifier: (only for full papers, inserted by LACCEI).  
ISSN, ISBN: (to be inserted by LACCEI).  
DO NOT REMOVE

comunes tenemos a los que incluyen humedales, además de los denominados biorreactores [6]. Los biorreactores son una alternativa de tratamiento eficaz en tiempos reducidos, con posibilidades de recuperación selectiva de metales [7]; los biorreactores de membrana por ejemplo han mostrado un progreso considerable y una alternativa prometedora debido a su elevada tasa de reducción de sulfatos [8]; sin embargo, los elevados costos de inversión, funcionamiento y mantenimiento (cambio o limpieza de membranas por acumulación de lodos) de los mismos, hace difícil su aplicación en condiciones de campo [8,9]. En el caso de los humedales, se ha reportado que son rentables, además de ser considerados respetuosos con el medio ambiente, por ello se han implantado a gran escala o en situaciones reales [10], ellos han demostrado su potencial para eliminar metales (aun si estos se encuentran en bajas concentraciones), siendo una de las formas la formación de precipitados metálicos estables, adsorción o bioadsorción, ello sin mencionar la menor producción de lodos; sin embargo la parte negativa de los humedales podría radicar en la gran superficie que su instalación podría requerir, la sostenibilidad operativa del humedal (variaciones estacionales propias de cada lugar), la eliminación de los lodos de precipitados metálicos formados y la dificultad para recuperar metales con valor comercial, que podrían equiparar los costos de instalación de los mismos, estos entonces son algunos de los retos a largo plazo que los humedales proponen [11,12].

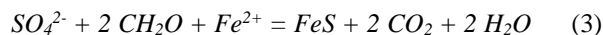
Debido a la facilidad y bajo costo de instalación los humedales artificiales de tipo anaeróbicos son utilizados en ensayos a nivel laboratorio para evaluar su potencial de mejora de calidad de cuerpos de agua; este tipo de humedales consisten en depósitos rellenos de material rico en carga orgánica, es mezclada con caliza, donde a través de ellos se hace circular el agua a tratar; el flujo es comúnmente horizontal dentro de la capa del sustrato del lavado; estos humedales tienen un espesor de sustrato orgánico de entre (12 a 24) pulgadas [13]. Los criterios de dimensionamiento basados en el contenido en acidez del agua se han establecido a partir de los resultados obtenidos en distintas experiencias de campo y laboratorio, que han permitido determinar la tasa media de eliminación de acidez que proporciona este sistema de tratamiento [14]. El criterio de dimensionamiento más utilizado por el U.S. Bureau of Mines es en él se establece que la tasa de eliminación de acidez proporcionada por las balsas orgánicas se sitúa entre (3.5 y 7) g/m<sup>2</sup>\*día. Aunque en algunas experiencias realizadas en el Reino Unido aplicando este criterio ha dado resultados de hasta 9.5 g/m<sup>2</sup>\* día [15].

Los humedales anaerobios operan en permanente inundación; en este se desarrollan bacterias anaerobias sulfarreductoras (*Desulfovibrio* y *Desulfomaculum*) capaces de aprovechar su capacidad de reacción con la materia orgánica del sustrato (CH<sub>2</sub>O) y el sulfato disuelto en el agua como fuente de energía para su metabolismo; esta reducción bacteriana del sulfato genera ácido sulfhídrico, o azufre elemental, además de

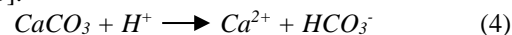
incrementar los valores de pH, el modelo de ecuaciones se puede representar: [11,12,13]



Donde CH<sub>2</sub>O, representa la materia orgánica; en el proceso de reducción bacteriana del sulfato en ambiente anóxico también se reduce la acidez mineral debida al hierro y otros metales al precipitar como sulfuros.



Otra fuente variación de pH, también generada en el sustrato, es la disolución de la caliza en el medio ácido inicial del efluente [15].



Los sustratos en los humedales artificiales incluyen suelo, arena, grava, rocas y materiales orgánicos (compost y restos de vegetación se acumulan en el humedal debido a la casi nula velocidad del agua). La importancia de los sustratos radica en que soportan a muchos de los organismos vivientes en el humedal; en ellos se dan transformaciones químicas y biológicas (sobre todo microbianas); además de lo mencionado el sustrato funciona como almacén de los contaminantes que se busca eliminar y la acumulación de restos de vegetación aumenta la cantidad de materia orgánica disponible, dando lugar al intercambio de materia, fijación de microorganismos, y es una fuente de carbono [16].

Otro punto relevante en el uso de los humedales, es la vegetación que se suele utilizar, su presencia física en el sistema (los tallos, raíces y rizomas) permite la incorporación o transporte de oxígeno hacia el interior del sistema, de no ser así solo dependeríamos de la capacidad de difusión del oxígeno en el cuerpo de agua; la vegetación en los humedales participa entonces en los tratamientos de DAM, estabilizando el sustrato utilizado; además de canalizar los flujos que se generen; permiten la deposición de sólidos suspendidos; gran capacidad de adsorción hacia los tejidos vegetales de metales; sus raíces son zonas para microorganismos; al morir fomentan la vida microbiana en el sistema; las especies vegetales típicamente utilizadas en los humedales incluyen espadañas, carrizos y juncos [17-18].

Hay cuatro posibles formas de disminución de metales pesados cuando se hace uso de humedales, estos son: (a) la reacción con el anión S<sub>2</sub><sup>-</sup>, el cual se produce en el proceso de reducción de sulfatos con metales de valencia 2; como por ejemplo es el caso del catión Fe<sup>2+</sup>, esto finalmente produce sulfuros metálicos precipitados, (b) absorción de metales por parte del tejido vegetal presente, (c) adsorción de metales por parte de la materia orgánica que forma parte del humedal y (d) el proceso de reacción entre metales debido a los

microorganismos que se encuentran en el humedal [19]. La actividad de los microorganismos en los humedales produce H<sub>2</sub>S, este es activo e inmediatamente reacciona con los metales para formar compuestos metálicos de difícil disolución [20].

En [21], se determinó que la materia orgánica utilizada en humedales (compostaje), es útil para reducir metales pesados, esto debido a que el compostaje contiene ácido húmico y ácido fúlvico, estos tienen la capacidad de adsorber dichos metales, debido a que estos ácidos poseen el grupo funcional carboxilo (COOH); este grupo funcional al ser el compostaje “descompuesto”, se desprotoniza, esto es perderá H<sup>+</sup>, de esta forma tendrá carga negativa, esto le permite adsorber cationes y forma compuestos complejos y quelatos de modo que el catión adsorbido es ahora difícil de liberar. En ese sentido [22] afirmaron que el compostaje que contiene humus (ácido fúlvico, ácido húmico) tiene la capacidad de adsorber y formar complejos de cationes (metales pesados) a través del intercambio catiónico, la formación de quelatos y los enlaces electrostáticos.

En el caso de la presente investigación se utilizó como especie vegetal al *Phragmites australis*, conocido como carrizo, por la facilidad de encontrarlo en la región La Libertad; de esta forma el objetivo de la presente investigación fue determinar el efecto del tiempo de retención, sobre la concentración de hierro, sólidos totales y pH; en el tratamiento de drenaje ácido de una mina de carbón real, utilizando un humedal artificial anaerobio tipo Batch.

## II. MEDIOS Y MATERIALES

### A.- Drenaje ácido de mina (DAM)

El DAM utilizado en la presente investigación fue tomado del río Perejil, en el Distrito de Quiruvilca, Provincia de Santiago de Chuco, Departamento de La Libertad. Las TABLA 1 y TABLA 2, muestra datos de la muestra DAM inicial utilizada

TABLA 1.

Composición química referencial del DAM utilizado.			
Elemento	Fe	Pb	Cu
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
%	31.75	0.065	0.160

TABLA 2.

Sólidos totales y pH inicial de DAM	
Sólidos totales	pH
(mg/L)	
830.9	3.2

### B.- Diseño de Humedal

La construcción del contenedor del humedal se realizó a base de concreto reforzado; las dimensiones de la cámara interna del contenedor fueron de 1.080 m de largo; 0.620 m de

ancho; 1.000 de alto. Las paredes internas fueron tarrajeadas y pulidas, con la finalidad de evitar filtraciones. Se colocó en la base interna del contenedor del humedal caliza de alta pureza (>90%), la altura utilizada fue de 15 cm en la cámara interna, para el caso del sustrato se preparó 80% de materia orgánica animal (excremento de vaca, cuy, caballo entre otros) y 20% de materia vegetal (hojas secas, aserrín); la altura utilizada fue de 30 cm de la cámara interna.

La especie vegetal utilizada en el humedal fue la denominada *Phragmites australis* o carrizo; estas se agregaron como rizomas obtenidos de las zonas agrícolas que rodean las pozas de oxidación del Sector El Milagro – La Libertad; en el humedal se utilizaron seis rizomas con una separación de 0.35 m en promedio, entre ellas. El volumen total del DAM utilizado fue de 200 litros (30 cm de altura). La toma de muestras se realizó de manera manual a intervalos de 12 horas tanto para la cuantificación de metales pesados, sólidos suspendidos, así como para la determinación de los valores de pH. La Fig. 1 muestra el diseño del humedal artificial utilizado.

### C.- Caracterización del DAM

Las concentraciones de Fe (II) durante el uso del humedal se realizaron mediante absorción atómica de la marca Perkin Elmer modelo Analyst 300; para el caso de los sólidos totales se utilizó el método gravimétrico para determinar la concentración de este, el proceso se desarrolló conociendo la masa inicial de un vaso de porcelana, agregando y evaporando un volumen conocido (50 mL) del DAM (105°C/1 h), la diferencia de pesos del vaso de porcelana, es la masa de los sólidos; para el caso de los datos de pH estos se hicieron haciendo uso un pH metro de la marca Hanna, en cada toma de datos, el instrumento fue calibrado con soluciones buffer de pH 4 y 7. La ecuación para cuantificar los sólidos totales fue:

$$\text{Solidos Totales} \left( \frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \frac{(\text{masa de vaso y residuo} - \text{masa del vaso}) \times 10^6}{\text{volumen de muestra}} \quad (5)$$

La ecuación para determinar los porcentajes de remoción fue:

$$\% \text{ remocion} = \frac{(C_0 - C_f) \times 100}{C_0} \quad (6)$$

## III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La TABLA 3, muestra los valores promedio de las concentraciones de Fe (II) y su respectivo porcentaje de remoción, obtenidos de los DAM con diferentes tiempos de retención en el humedal artificial tipo Batch utilizado. La TABLA 4, muestra los valores promedio de sólidos suspendidos y su respectivo porcentaje de remoción, obtenidos en los DAM con diferentes tiempos de retención, en el humedal artificial tipo Batch utilizado. La TABLA 5, muestra los datos promedio del pH del DAM en función del tiempo de retención.

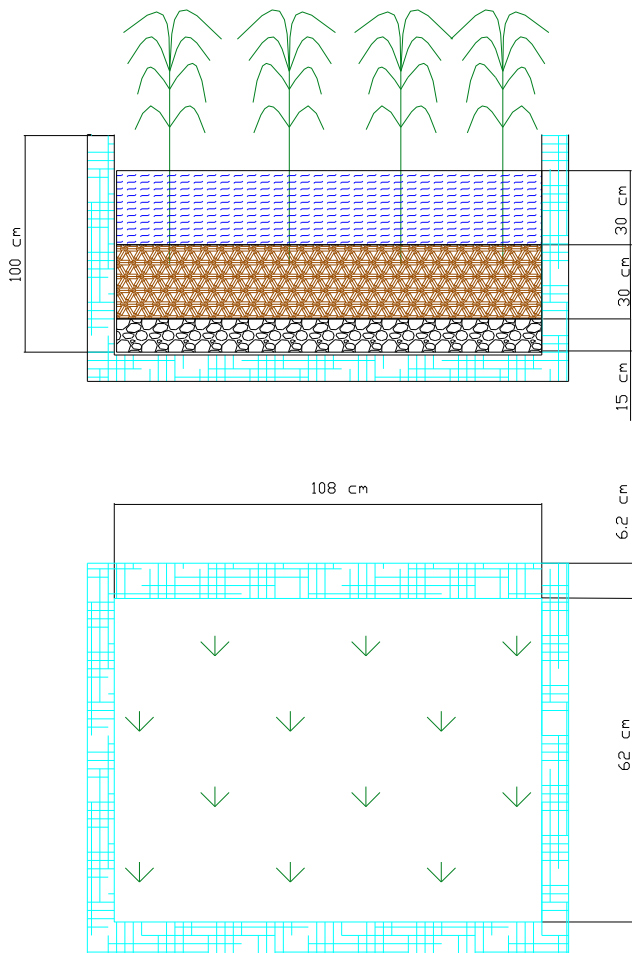


Fig. 1. Diseño y vista de humedal artificial tipo Batch.

Según los datos presentados en la TABLA 3 y en la Fig. 2; se evidencia la tendencia de la disminución de los valores de concentración de Fe (II) en función del tiempo de retención del DAM en el humedal artificial utilizado, en la misma figura y en la TABLA 5, se evidencia una tendencia inversa con los valores de pH medidos del DAM, en función del tiempo de retención;

además se aprecia en la Fig. 2, que pasado las primeras 12 horas las variaciones tanto de la concentración de Fe y los valores de pH del DAM se mantienen prácticamente constantes; para el caso del Fe (II), a las 12 horas de iniciado el contacto entre DAM y el humedal el porcentaje de remoción ya fue de 95.685%; mientras que en ese mismo tiempo el valor de pH del DAM ya era de 6.4; las tendencias encontradas señalan que tiempos de retención mayores a 12 horas serían innecesarios para los criterios señalados, sin embargo al evaluar los datos de sólidos totales (Fig. 3); se evidencia que la tendencia es diferente mostrándose dos caídas pronunciadas de los valores de sólidos totales, uno a 12 horas y luego se mantiene casi constante hasta las 60 horas, luego otra caída pronunciada a las 72 horas; debido a ello, prácticamente el máximo de remoción de sólidos totales se da a las 84 horas de iniciado el contacto del DAM y el humedal, llegando a ser el valor de 210.2 mg/L, lo que representa un porcentaje de remoción del 74.702 % de sólidos totales ( $C_o = 830.9$  mg/L); luego de este tiempo los porcentajes de remoción de sólidos totales se mantienen casi constantes (Fig. 3).

Para poder explicar los porcentajes de remoción del Fe (II), del DAM utilizado en el humedal de características anaeróbicas, se puede utilizar la ecuación (7), en donde se aprecia que los cationes Fe (II) pueden llegar a precipitar como sulfuros [16,17] aunque en ocasiones también como carbonatos de hierro, todo es catalizado por las bacterias reductoras de sulfatos; la ecuación mencionada detalla la posibilidad de la formación de sulfuro de hierro. Al respecto [18,20] mencionan que el mecanismo de remoción principal de Fe de DAM en humedales suele ser por precipitación y/o coprecipitación

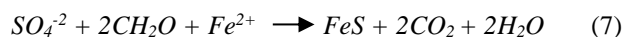


TABLA 3.  
Concentraciones promedio y porcentajes de remoción de Fe (II) durante el tratamiento.

Tiempo Retención (h)	Fe promedio (mg/L)	Remoción (%)
0	31.75	0.000
12	1.37	95.685
24	0.75	97.638
36	0.68	97.858
48	0.48	98.488

TABLA 4.  
Concentraciones promedio y porcentajes de remoción de sólidos suspendidos durante el tratamiento.

Tiempo Retención (h)	Sólidos Totales Promedio (mg/L)	Remoción (%)
0	830.9	0

12	620.5	25.322
24	615.5	25.924
36	614.4	26.056
48	613.2	26.201
60	610.1	26.574
72	313.7	62.246
84	210.2	74.702
96	209.1	74.835
108	208.5	74.907
120	205.9	75.220
132	198.3	76.134

Tabla 5.  
Datos promedio del pH del DAM en función del tiempo de retención.

Tiempo de Retención (h)	PH Promedio
0	3.2
12	6.4
24	7.1
36	7.3
48	7.4

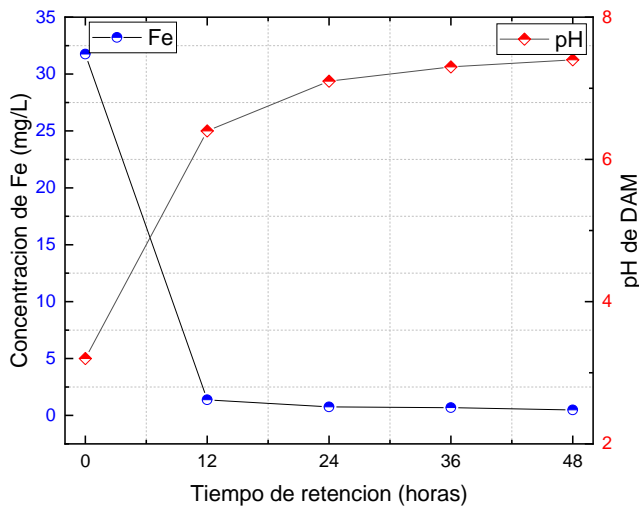


Fig. 2. Concentración de Fe (II) y pH de DAM en función del tiempo de retención en humedal artificial.

Los porcentajes de remoción de Fe (II) obtenidos en el presente trabajo de investigación coinciden en el orden de magnitud mencionada por [23], cuyo valor es 99.956 %.

Los sólidos totales del DAM se disminuyen del cuerpo de agua por un proceso de sedimentación / filtración a través de la especie vegetal presente no profundos presentes; los resultados obtenidos difieren de los reportados por [23], pues nosotros

alcanzamos a las 120 horas un porcentaje de remoción de 75.220%; mientras que ellos lograron un máximo de 89.03 %, para el mismo tiempo. Las diferencias porcentuales se podrían atribuir a factores como la concentración inicial de sólidos suspendidos, tipo de vegetales utilizada, área de vegetales respecto a volumen de humedal, entre otros factores que pueden influir de forma directa en el proceso.

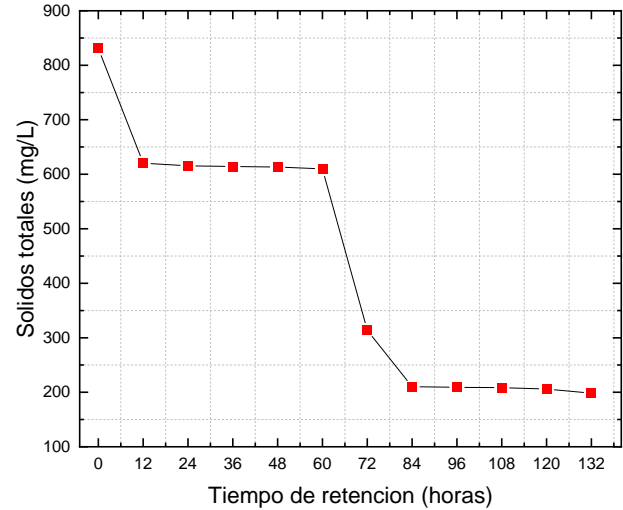
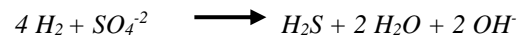
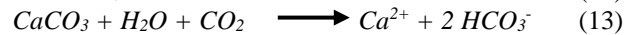
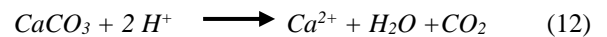


Fig. 3. Concentración de sólidos totales de DAM en función del tiempo de retención en humedal artificial.

Para el caso de los incrementos del pH del DAM, estos se podrían justificar debido a que las bacterias reductoras de sulfato presentes en el sustrato orgánico bajo condiciones anaerobias disminuyen las concentraciones de iones sulfato produciendo así iones OH<sup>-</sup> y/o iones carbonato y bicarbonato, los cuales neutralizaron a los H<sup>+</sup> que están presentes con los sulfatos; las reacciones químicas serían las siguientes:



Como H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> es inestable se descompone en CO<sub>2</sub> + H<sub>2</sub>O. En ambas ecuaciones se mejora la alcalinidad del efluente. El proceso de neutralización es eficiente a pesar de su simplicidad; la neutralización en el caso de la caliza ocurrió según las siguientes reacciones:



La solubilidad de la caliza y su velocidad de disolución dependen de la disponibilidad de CO<sub>2</sub>. Cuando la caliza se descompone, se produce CO<sub>2</sub> y este CO<sub>2</sub> reacciona a su vez con ella nuevamente, favoreciendo su solubilidad y generando bicarbonato. De acuerdo con este conjunto de reacciones se explica la razón por el que el pH inicial (3.2) del DAM se

incrementa en las 12 primeras horas iniciales, llegando a ser de 6.4, de allí en adelante el incremento del pH se desarrolla de manera paulatina durante las 12 horas siguientes, llegando a alcanzar el valor de 7.1; en los siguientes tiempos de retención el pH se mantiene prácticamente constante (Fig. 2). Los valores de pH obtenidos en el presente trabajo están dentro del rango obtenido en la investigación realizada por [23], siendo sus pH neutros entre 6.95 a 7.10.

#### IV. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos podemos señalar que el tiempo de retención en el humedal construido incrementa el pH del DAM. El incremento del pH se ve favorecido con la condición de inundación donde hay un proceso de reducción, donde los cationes  $Fe^{3+}$  se reducen a  $Fe^{2+}$ , esto genera la liberación de aniones  $OH^-$ , estos interactúan con los  $H^+$  para que la acidez disminuya. La madurez de la carga orgánica utilizada genero ácidos orgánicos, estos son utilizados por bacterias reductoras de sulfato, ellas se caracterizan por realizar respiración anaeróbica, la cual utiliza sulfato como centro receptor de electrones; finalmente la reducción de sulfatos es una de las causas del incremento del pH. La disminución de la disponibilidad de cationes se produce químicamente debido al aumento de los valores de pH que se producen a su vez por la adición de materia orgánica y la actividad de las bacterias sulfatorreductoras.

Experimentalmente el mejor tiempo de retención en el humedal artificial anaerobio tipo Batch utilizados fue de 48 horas para el caso de la concentración de Fe; alcanzado el porcentaje de remoción del 98.488 %, tiempo en el cual la concentración de Fe se reduce de 31.75 mg/L a 0.48 mg/L. En el caso de la concentración de sólidos totales los mejores resultados se obtienen entre 120 – 132 horas, tiempos que permiten una remoción de ente 75.220 % y 76.134 %, siendo la concentración inicial de sólidos totales de 830.9 mg/L, disminuyendo hasta concentraciones de 05.9 mg/L - 198.3 mg/L, respectivamente; para el caso del pH se incrementa de forma significativa en el rango de (12 –24) horas, alcanzó valores de entre 6.4 – 7.1, respectivamente.

#### AGRADECIMIENTO

Laboratorio de Materiales Compuestos. Escuela de Ingeniería de Materiales – Universidad Nacional de Trujillo.  
Laboratorio de Procesamiento de minerales. Escuela de Ingeniería Metalúrgica – Universidad Nacional de Trujillo.

#### REFERENCIAS

[1] Akcil, A., Koldas, S., 2006. Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case stu- dies. *Journal of Cleaner Production* 14 (12-13), 1139-1145.  
[2] Egiebor, N.O., Oni, B., 2007. Acid rock drainage formation and treatment: a review. *Revista Asia-Pacific de Ingeniería Química* 2 (1), 47-62.

[3] Hallberg, K.B., Johnson, D.B., 2005. Microbiology of a wetland ecosystem constructed to remediate mine drainage from a heavy metal mine. *Science of the Total Environment* 338 (1-2), 53–66.  
[4] Geurts, J.J., Sameel, J.M., Willers, B.J., Roelofs, J.G., Verhoeven, J.T., Lamers, L.P., 2009. Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: a mesocosm experiment. *Environmental Pollution* 157 (7), 2072–2081.  
[5] A. Choudhury, J. Lahkar, B.K. Saikia, A.K.A. Singh, C. Chikkaputtaiah, H.P. D. Boruah, Strategies to address coal mine-created environmental issues and their feasibility study on northeastern coalfields of Assam, India: a review, *Environ. Dev. Sustain.* 23 (2021) 9667–9709, <https://doi.org/10.1007/s10668-020-01091-4>.  
[6] J.O. Ighalo, S.B. Kurniawan, K.O. Iwuozor, C.O. Aniagor, O.J. Ajala, S.N. Oba, F. U. Iwuchukwu, S. Ahmadi, C.A. Igwegbe, A review of treatment technologies for the mitigation of the toxic environmental effects of acid mine drainage (AMD), *Process Saf. Environ. Prot.* 157 (2022) 37–58, <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.11.008>.  
[7] O.K. Bekmezci, D. Ucar, A.H. Kaksonen, E. Sahinkaya, Sulfidogenic biotreatment of synthetic acid mine drainage and sulfide oxidation in anaerobic baffled reactor, *J. Hazard. Mater.* 189 (3) (2011) 670–676, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.01.087>.  
[8] E. Sahinkaya, A. Yurtsever, E. Isler, I. Coban, O. Aktas, Sulfate reduction and filtration performances of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR), *Chem. Eng. J.* 349 (2018) 47–55, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.05.001>.  
[9] K. Rambabu, F. Banat, Q.M. Pham, S.-H. Ho, N.-Q. Ren, P.L. Show, Biological remediation of acid mine drainage: Review of past trends and current outlook, *Environ. Sci. Ecotechnol.* 2 (2020), 100024, <https://doi.org/10.1016/j.ese.2020.100024>.  
[10] P.L. Younger, R. Henderson, Synergistic wetland treatment of sewage and mine water: Pollutant removal performance of the first full-scale system, *Water Res.* 55 (2014) 74–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.024>.  
[11] D.B. Johnson, K.B. Hallberg, Pitfalls of passive mine water treatment, *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 1 (2002) 335–343, <https://doi.org/10.1023/A:1023219300286>.  
[12] R. Holanda, D.B. Johnson, Removal of zinc from circum-neutral pH mine-impacted waters using a novel “hybrid” low pH sulfidogenic bioreactor, *Front. Environ. Sci.* 8 (2020) 22. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00022>.  
[13] Limitations of Passive Systems for the Treatment of Mine Drainage." G. R. Watzlaf and D.M. Hyman. in Proceedings of the 17th Annual Conference of the National Association of Abandoned Mine Land Programs, October 1995.  
[14] Younger, P.L. (1997). The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making. *The Science of the total environment*, 194-195, 457-66  
[15] Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, R. Y Hellier, W. (1998). Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. Published by The National Mine Land Reclamation Center, West Virginia University, Morgantown, West Virginia. 123.  
[16] Hedin, R. (1997). Passive mine water treatment en the Eastern United States. CIWEM National Conference. Minewater treatment using wetlands. Newcastle, 1. 1-15.  
[17] Walton Day, K. (1999). Geochemistry of the processes that attenuate acid mine drainage in wetlands. En: G. S. Plumlee and M. J. Logsdon (eds). *The environmental geochemistry of mineral deposits. Reviews in Economic Geology. SEG. Littleton. CO. USA.* 215-228.  
[18] Gammons, C. H., Drury, W. J. y Li, Y. (2000). Seasonal influences on heavy metal attenuation in an anaerobic treatment wetland. Butte, Montana. ICARD 2000. 1159-1168.  
[19] Madaniyah. 2016. Effectiveness of Water Plants in Cleaning Heavy Metals in Acid Mine Water. [Thesis]. Bogor: Postgraduate School Institut Pertanian Bogor – Indonesian.  
[20] Prianto, A.F. 2016. Passive Engineering of Mining Acid Water Treatment Using Biomass of Sawdust, Chicken Manure, and Sulfate-Reducing Bacteria. [Thesis]. Bogor: Postgraduate School Institut Pertanian Bogor – Indonesian.  
[21] Prasetyono, E. 2015. The ability of compost in reducing lead heavy metal (Pb) in fish cultivation media. *Aquatic Journal* 6(1): 21-29.

- [22] Nurhayati, I. and Sutrisno, J. 2011. Sugar Cane Waste as an Absorbent of Pb Heavy Metal. Paper presented at the national seminar on Environmental Friendly Technology Development Towards Environmental Sustainability. Surabaya.
- [23] Alarcón, N. (2003). Remoción de la DBO, ST y coniformes de las aguas residuales municipales de la localidad de Monsefú, utilizando un humedal construido de flujo superficial. Tesis. Universidad Nacional de Trujillo, Sección de Postgrado en Ingeniería Química. N° de registro: 1502.