DOI: 10.24850/j-tyca-15-06-07

Artículos

Filtro empacado con residuos de lodos de Al para la eliminación de fósforo como sistema de pulimento en una planta de tratamiento de aguas residuales

Filter packed with Al-sludge waste for Phosphorus removal as a polishing system in a wastewater treatment plant

Marco A. Garzón-Zúñiga[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-0124-0447

Javier Alejandro Navarro-Franco[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-6067-7246

Iván Moreno Andrade[3], ORCID: https://orcid.org/000-0002-1400-7241

[1]Instituto Politécnico Nacional (IPN) CIIDIR-Durango, Durango, México, mgarzon@ipn.mx, marco.cuerna@gmail.com

[2]Instituto Politécnico Nacional (IPN) CIIDIR-Durango, Durango, México, javinavarrofranco@gmail.com

[3]Laboratorio de Investigación sobre Procesos Avanzados de Tratamiento del Agua, Unidad Académica Juriquilla, Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Querétaro, México, imorenoa@iingen.unam.mx

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Autor para correspondencia: Marco A. Garzón-Zúñiga, mgarzon@ipn.mx, marco.cuerna@gmail.com

Resumen

Recientemente se ha evaluado el uso de lodos residuales de aluminio (lodos-Al) de plantas de tratamiento de agua potable para la eliminación de fósforo y ha demostrado ser altamente eficiente. Sin embargo, la mayoría de los estudios se han realizado utilizando agua sintética. Solo unos pocos trabajos han aplicado este método a aguas residuales (AR) reales y ninguno de ellos ha sido probado en modo continuo, como paso de pulido, en una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) descentralizada a escala piloto.

Este trabajo tuvo como objetivo evaluar el desempeño de un filtro sumergido empacado con un lecho de lodos residuales de Al como sistema de pulido para la eliminación de fósforo en una PTAR descentralizada a escala piloto.

El estudio determinó a escala de laboratorio la capacidad de eliminación de fósforo mediante pruebas discontinuas y continuas, utilizando aguas residuales tanto sintéticas como reales, y se evaluó el efecto del tiempo de retención. Con base en los resultados, se construyó, implementó y evaluó un filtro sumergido de lodos de Al (filtro lodos-Al) a escala piloto como paso de pulido para el efluente de una PTAR descentralizada.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Los resultados mostraron que durante las pruebas continuas con AR real, la capacidad de eliminación de fósforo fue de 2.55 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$ por gramo de lodo-Al utilizando un tiempo de retención de 120 min. El filtro de lodos Al como sistema de pulido presentó una eficiencia de remoción promedio de 94 ± 8 % y una concentración de efluente inferior a 0.50 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$ durante los primeros 20 días operativos. Durante los siguientes 17 días, el sistema eliminó 85 ± 9 % en promedio, mostrando una concentración de efluente inferior a 1.0 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$. A partir del día operativo 32, la eficiencia de remoción fue de 63.6 ± 10.7 %, con una concentración promedio de efluente de 2.20 ± 0.39 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$.

Palabras clave: tratamiento de pulimento de agua residual, remoción de fósforo, PTAR descentralizada, filtración en lodos de Al, sistema de biofiltración, reúso de residuos, filtración sobre astillas de madera, reutilización de lodos residuales de Al.

Abstract

Recently, using residual Aluminum sludge (Al-sludge) from drinking water treatment plants for Phosphorus removal has been assessed and it has shown to be highly efficient. However, most of the studies have been conducted using synthetic water. Only a few works have applied this method to real wastewater (WW), and none of them have been tested in continuous mode, as a polishing step, in a pilot-scale, decentralized wastewater treatment plant (WWTP).

This paper aimed to evaluate the performance of an immersed filter packed with a bed of residual Al-sludge as a polishing system for Phosphorous removal, in a pilot-scale, decentralized WWTP.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The study determined at laboratory-scale the capacity for Phosphorus removal through batch and continuous tests using both synthetic and real wastewater and evaluated the effect of retention time. Based on the results, an Al-sludge immersed filter (Al-sludge Filter) at pilot-scale was constructed, implemented, and evaluated as a polishing step for the effluent of a decentralized-WWTP.

The results showed that during continuous testing with real WW, the Phosphorus removal capacity was 2.55 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$ per gram of Al-sludge using a retention time of 120 min. The Al-sludge filter as a polishing system presented an average removal efficiency of 94% ± 8% and an effluent concentration of under 0.50 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$ during the first 20 operational days. For the next 17 days, the system removed 85% ± 9% on average, showing an effluent concentration of under 1.0 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$. From operational day 32 onwards, the removal efficiency was 63.6% ± 10.7%, with an average effluent concentration of 2.20 ± 0.39 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$.

Keywords: Wastewater polishing treatment, phosphorus removal, decentralized WWTP, Al-sludge filtration, biofiltration system, wastes reuse, filtration over wood chips, residual Al-sludge reuse.

Recibido: 07/09/2021

Aceptado: 14/08/2023

Publicado Online: 31/08/2023

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Introducción

El fósforo contenido en las aguas residuales es una de las principales causas del crecimiento de los productores primarios (fitoplancton, algas bentónicas, macrófitos), lo que conduce a la eutrofización de cuerpos de agua superficiales, como ríos, lagos y represas (De-Bashan & Bashan, 2004). Actualmente, los métodos de tratamiento convencionales para la eliminación de fósforo incluyen los biológicos, como la eliminación biológica mejorada de fósforo y tratamientos de precipitación fisicoquímica con sales metálicas como hierro, aluminio y calcio (De-Bashan & Bashan, 2004). Si bien estas tecnologías son eficientes para eliminar fósforo, su aplicación puede ser limitada en muchos países porque requieren operaciones complejas y costosas, lo que es especialmente grave en las zonas rurales donde existe una demanda de sistemas descentralizados económicos y fáciles de operar. En este sentido, alternativas como los humedales artificiales o construidos (HC), y los biofiltros sobre cama orgánica (BFCO) son opciones viables para las plantas de tratamiento de aguas residuales descentralizadas (PTAR-D) en zonas rurales. Las PTAR descentralizadas (PTAR-D) son plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) que tratan pequeños volúmenes de AR en el mismo lugar donde se generan, haciendo innecesario enviarlas desde un sistema de tuberías de la ciudad a una PTAR. Sin embargo, es bien conocido que tradicionalmente estos sistemas tienen bajas eficiencias de eliminación de fósforo (Vohla, Kõiv, Bavor, Chazarenc, & Mander, 2011; Garzón-Zuñiga, González-Zurita, & García-Barrios, 2016). Desde hace un par de décadas se han probado diversos materiales cuyas propiedades fisicoquímicas proporcionan una alta capacidad de

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sorción de fósforo (mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$ g de material) y se ha recomendado su uso como sustrato en HC para prolongar y mejorar el tratamiento, y la capacidad de eliminación de fósforo en estos sistemas (Herrmann, Jourak, Hedström, Lundström, & Viklander, 2013; Doherty, Zhao, Zhao, & Wang, 2015). Ejemplos de estos materiales incluyen: a) materiales naturales como arenas (Arias & Brix, 2005), wollastonita (Hedström, 2006) y arena de conchas (Ádám, Krogstad, Vråle, Søvik, & Jenssen, 2007); b) productos comerciales para eliminar fósforo, como Filtralite P™ (Herrmann *et al*., 2013), y c) residuos industriales como escoria de horno (Gustafsson, Renman, Renman, & Poll, 2008). Para solucionar dicho problema, otra opción podría ser instalar un sistema de pulimento centrado en la eliminación de fósforo después de la PTAR-D, que es el objetivo de este trabajo.

Por otro lado, la posibilidad de reutilizar materiales de desecho como materiales adsorbentes es muy interesante y ha ganado popularidad en los últimos años. En particular, el caso de los lodos de aluminio (lodos-Al), un residuo del proceso de coagulación con sulfato de aluminio en plantas de tratamiento de agua potable. Estos residuos han sido estudiados a escala de laboratorio utilizando soluciones sintéticas de fósforo en diferentes concentraciones, preparadas con agua del grifo y destilada; su capacidad para eliminar fósforo ha sido bien documentada (Muisa, Nhapi, Ruziwa, & Manyuchi, 2020) usando aguas residuales sintéticas (Babatunde, Zhao, Burke, Morris, & Hanrahan, 2009; Babatunde & Zhao, 2009a) y efluentes de aguas residuales municipales reales (Maher, Neethling, Murthy, & Pagilla, 2015; Maqbool, Khan, & Asghar, 2016), que han mostrado diferentes capacidades de eliminación

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de fósforo, que van de 1 a 30 mg $P\text{-}PO_4^{3-} \cdot l^{-1}$. Tales capacidades están influenciadas por las características del lodo de Al y las condiciones operativas aplicadas durante el tratamiento. Sin embargo, se ha informado que al aplicar dosis optimizadas de lodos de Al se logró una eficiencia máxima de eliminación de fósforo de 83 y 88% de aguas residuales reales para dos tipos de lodos estudiados en modo discontinuo y operados a escala de laboratorio (Maqbool *et al*., 2016). Sin embargo, esta prometedora opción tecnológica para eliminar fósforo con residuos de lodos de Al no ha sido estudiada como sistema de pulimento en un proceso de tratamiento a escala piloto en condiciones reales de operación. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia de la eliminación de fósforo de un filtro sumergido, empacado con lodos residuales de Al, como sistema de pulimento en una PTAR descentralizada a escala piloto.

El estudio incluye lo siguiente: 1) determinar la capacidad de los lodos residuales para eliminar $P\text{-}PO_4^{3-}$ de aguas residuales sintéticas a escala laboratorio en una prueba por lotes; 2) validar la capacidad de eliminación de $P\text{-}PO_4^{3-}$ de los lodos de Al utilizando aguas residuales reales y en un sistema continuo; 3) evaluar el efecto del tiempo de contacto de cama vacía (TCCB) sobre la eficiencia de remoción en un sistema continuo, y finalmente, 4) implementar y evaluar un filtro sumergido empacado con lodos de Al para la remoción de fósforo como pulimento de una PTAR descentralizada a escala piloto.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Materiales y métodos

Material filtrante de lodo de Al (MFL-Al)

Los lodos de Al residuales, provenientes de la planta de tratamiento de agua potable (PTAP) "Los Berros" del sistema de purificación Cutzamala en el Estado de México, México, se emplearon para producir el material filtrante de lodo de Al (MFL-Al), mismo que fue usado para empacar el pulimento de la PTAR-D. En esta instalación hay una gran cantidad de lodos viejos acumulados que pueden ser reutilizados. Si bien se sabe que la edad de los lodos disminuye su capacidad de adsorción de fósforo (Yang, Zhao, & Kearney, 2008), dichos residuos se seleccionaron para esta investigación a fin de evaluar la posibilidad de su reutilización.

Una vez obtenido el lodo de Al, éste se secó al aire durante siete días. Luego el lodo seco se tamizó en una malla abierta de 6.35 mm y luego en una de 2 mm (tamiz estándar ASTM número ¼ y 10, respectivamente) para evitar polvo y partículas demasiado grandes, o demasiado pequeñas. Las partículas de lodo obtenidas tenían un diámetro entre 2.1 y 6.2 mm, y se usaron como material de empaque.

Caracterización del MFL-Al

La composición elemental del MFL-Al adsorbente se determinó mediante espectrometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES).

La distribución de tamaño se determinó mediante técnicas de tamizado para calcular el tamaño efectivo o d10 (el diámetro de la

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

partícula correspondiente a un porcentaje más fino que el 10 % de la muestra), y el coeficiente de uniformidad o UC (la proporción de la partícula que es más fina que el 10 % de la muestra); 60 % de la muestra o d60 y el d10), según el método D 2862 (ASTM, 1997). La porosidad se determinó por la cantidad de agua requerida para saturar un volumen conocido del material, y la densidad aparente se determinó midiendo el volumen de agua desplazada por una masa conocida del material (APHA, 2005). El área superficial específica se definió mediante el método del colorante azul de metileno a través de isotermas de adsorción (Därr & Ludwig, 1973).

Capacidad de remoción de fósforo del lodo-Al en pruebas en lote

La capacidad de adsorción de fósforo del MFL-Al se determinó por primera vez en experimentos discontinuos de laboratorio en condiciones controladas (agua sintética). Las isotermas de adsorción se llevaron a cabo utilizando tres concentraciones iniciales de fósforo (soluciones de 5, 10 y 20 mg de $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l$), que corresponden a un rango de valores comúnmente encontrados en aguas residuales rurales domésticas y municipales. Se agregaron seis masas definidas de MFL-Al seco (1, 2, 3, 4, 5 y 6 g) a una solución de 500 ml de una concentración inicial de fósforo conocida. Luego, las soluciones con MFL-Al fueron agitadas a 100 rpm (para mejorar el contacto entre el fósforo y el MFL-Al) durante 60 a 72 horas en un dispositivo de pruebas de jarras. Las soluciones se prepararon utilizando agua destilada y KH_2PO_4. En cada frasco, el MFL-Al se colocó

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sobre una red de plástico para evitar la fragmentación por la colisión con las paletas agitadoras. Cada frasco se agitó hasta alcanzar el equilibrio (un punto en el que la velocidad de adsorción y desorción son iguales). El pH se ajustó a 7.0 usando soluciones de NaOH y H_2SO_4; esto, debido a que el pH del efluente de la PTAR-escala piloto que será tratado (pulido) en el filtro de lodos Al en la última parte de esta investigación era neutro. El experimento se realizó a temperatura ambiente (24-25 °C) y el fósforo en la solución se midió como P-PO_4^{3-} de acuerdo con el método Hach 8048 (equivalente al método 365.2 de la EPA de EUA y al método estándar 4500-P E para aguas residuales). Se hicieron tres repeticiones y posteriormente se analizaron los datos promedio según los modelos de Freundlich (Ecuación (1)) y Langmuir (Ecuación (2)) para determinar el comportamiento de adsorción:

$$logq = {}^{1}/_{n}\, logC_e + logK_F \qquad (1)$$

$${}^{C_e}/_{q} = {}^{C_e}/_{q_m} + {}^{1}/_{bq_m} \qquad (2)$$

Donde:

q = (capacidad de adsorción) es la capacidad de equilibrio (mg g^{-1} medio)

$1/n$ = densidad de adsorción

C_e = concentración de equilibrio (mg l^{-1})

K_F = constante de Freundlich (mg g^{-1} medio)

q_m = capacidad máxima de adsorción (mg g^{-1}de medio)

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

b = constante de afinidad (l mg^{-1})

Capacidad de remoción de fósforo del lodo-Al en pruebas en lote: efecto del tiempo de contacto

Se diseñó un sistema de tres filtros sumergidos empacados con MFL-Al (descrito en las secciones 2.1 y 2.2). El caudal de efluente de la PTAR a escala piloto (descrita a continuación) utilizada para evaluar el filtro como sistema de pulimento se utilizó como punto de partida para diseñar una columna con un tiempo de contacto de cama vacía (TCCV) de 40 min. Es decir, el tiempo que tarda un fluido en atravesar la columna si estuviera vacía. Cada filtro constaba de una columna de acrílico con un diámetro interno de 10 cm y una altura de 40 cm, con un volumen de trabajo de 3.14 l. Los tres filtros se conectaron en serie para probar el efecto de tres TCCV diferentes (40, 80, y 120 min) (Figura 1). Los filtros fueron operados con una carga hidráulica superficial (CHS) de 10.8 $m^3 \cdot m^2 \cdot d^{-1}$, correspondiente a un caudal de 83.5 $l \cdot d^{-1}$. Para llevar a cabo estos experimentos se utilizaron una serie de lotes de agua real tratada procedente de la PTAR-descentralizada piloto. La decisión de emplear una CHS tan alta y tiempos de retención tan cortos (TCCV) fue evaluar los filtros de lodos de Al en condiciones que representan una operación normal de la PTAR-descentralizada piloto. La concentración de fósforo de esta agua durante este periodo experimental fue de 11.0 ± 0.8 mg P-PO_4^{3-} l^{-1}. No se ajustó el pH del afluente. Se mantuvo en 7.3 ± 0.2 durante este periodo experimental. La eliminación de fósforo se midió hasta alcanzar la concentración del punto de quiebre en los tres TCCV

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

estudiados. La concentración de los puntos de quiebre o concentraciones objetivo fueron 2 y 5 mg/l, porque 2 mg/l es la concentración máxima de P permitida para descargar aguas residuales urbanas tratadas en cuerpos de agua naturales en Estados Unidos (USEPA, 2012) y 5 mg/l de P es la concentración máxima de descarga permitida por la normativa mexicana para descargar en cuerpos de agua para preservar la vida acuática (Semarnat, 1996).

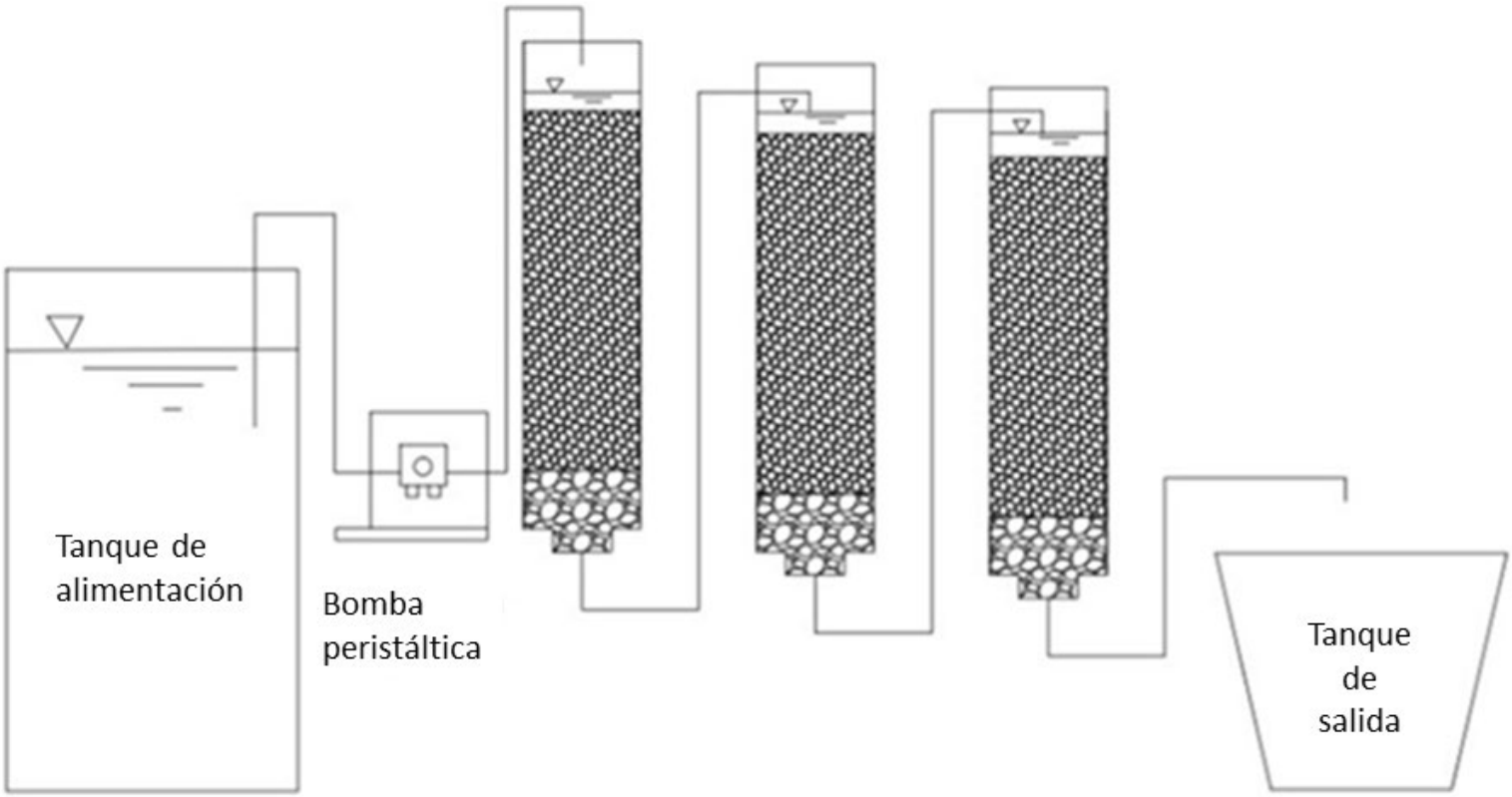

Figura 1. Esquema de columnas conectadas en serie para las pruebas en continua a escala laboratorio.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La concentración de fósforo del afluente y efluente de cada columna se utilizó para determinar la evolución de la eficiencia de eliminación obtenida para el filtro de lodos Al bajo tres TCCV diferentes. Estos resultados se utilizaron luego para determinar la capacidad de eliminación de P del lodo de Al en un filtro operado continuamente de acuerdo con la Ecuación (3):

$$q = \sum_{i=1}^{n} {}^{(C_{in} - C_{ef})}/_{m} \quad (3)$$

Donde:

q = capacidad de adsorción (mg g^{-1} medio)

C_{in} = concentración inicial en la columna (mg l^{-1})

C_{ef} = concentración en el efluente de la columna (mg l^{-1})

m = masa del material (g)

n = número de muestras

Desempeño de un filtro de lodos Al como sistema de pulimento bajo condiciones reales

En esta parte del estudio se implementó un filtro de lodos Al como último proceso en una PTAR-descentralizada a escala piloto que llevaba dos años, para mejorar la eficiencia de remoción de fosfatos.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Descripción de la PTAR-descentralizada a escala piloto

La PTAR-descentralizada es una instalación biológica a escala piloto constituida por una fosa séptica (ST), un biofiltro sobre cama orgánica (BFCO) empacado con de astillas de madera, y un humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial empacado con grava y plantas ornamentales. Trata 1.28 m^3d^{-1} de AR doméstica. Este sistema fue descrito (cada proceso de tratamiento) y su desempeño presentado, evaluado y discutido en una publicación previa (Garzón-Zúñiga *et al*., 2016). La PTAR-descentralizada piloto se alimentó con un afluente típico de aguas residuales (Tabla 1) y presentó excelentes eficiencias de eliminación de DQO (83 %), $N\text{-}NH_4^+$ (82 %) y CF (99.999 %), pero con baja eficiencia de eliminación de fósforo (19.5 % $P\text{-}PO_4^{3-}$).

Tabla 1. Caracterización del agua residual de la PTAR-descentralizada

Parámetro	
DQO (mg/l)	401 ± 129
DBO_5 (mg/l)	143 ± 26
CF (NMP 100 ml)	7.57E + 06 ± 8.35E + 06
$N\text{-}NH_4^+$ (mg/l)	29.5 ± 6.1
$P\text{-}PO_4^{3-}$(mg/l)	6.7 ± 1.9
pH	7.2 ± 0.4
Grasas y aceites (mg/l)	36.2 ± 25.8
SST (mg/l)	139 ± 62

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Luego de dos años de operación continua de esta PTAR-descentralizada, se implementó un filtro sumergido empacado con el material filtrante elaborado con lodos de Al, como se mencionó anteriormente, y se evaluó su desempeño en términos de remoción de fósforo durante más de 60 días.

Descripción del módulo de filtración sumergido de lodos de Al (filtro de lodo-Al)

El filtro de lodos Al se diseñó para funcionar con un TCCV de 120 min. Teniendo en cuenta que el caudal de efluente de la PTAR-descentralizada es de 1.28 m^3d^{-1}, el diámetro del filtro fue de 0.40 m y la altura de la cama filtrante fue de 0.85 m, lo que equivale a un volumen de cama filtrante de 0.1068 m^3. Por lo tanto, el filtro de lodos Al se construyó en una columna acrílica con un diámetro interno de 0.40 m, una altura de 1.35 m, y se empaquetó con 72 kg de MF de lodos de Al, como se menciona en la sección 2.1 (equivalente a una altura de cama filtrante de 0.85m). El filtro de lodos Al se colocó después del proceso HC (Figura 2). Toda la información sobre la descripción y funcionamiento de la PTAR-descentralizada desde el afluente a la fosa séptica hasta el efluente del HC fue descrita previamente en Garzón-Zúñiga *et al*. (2016).

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

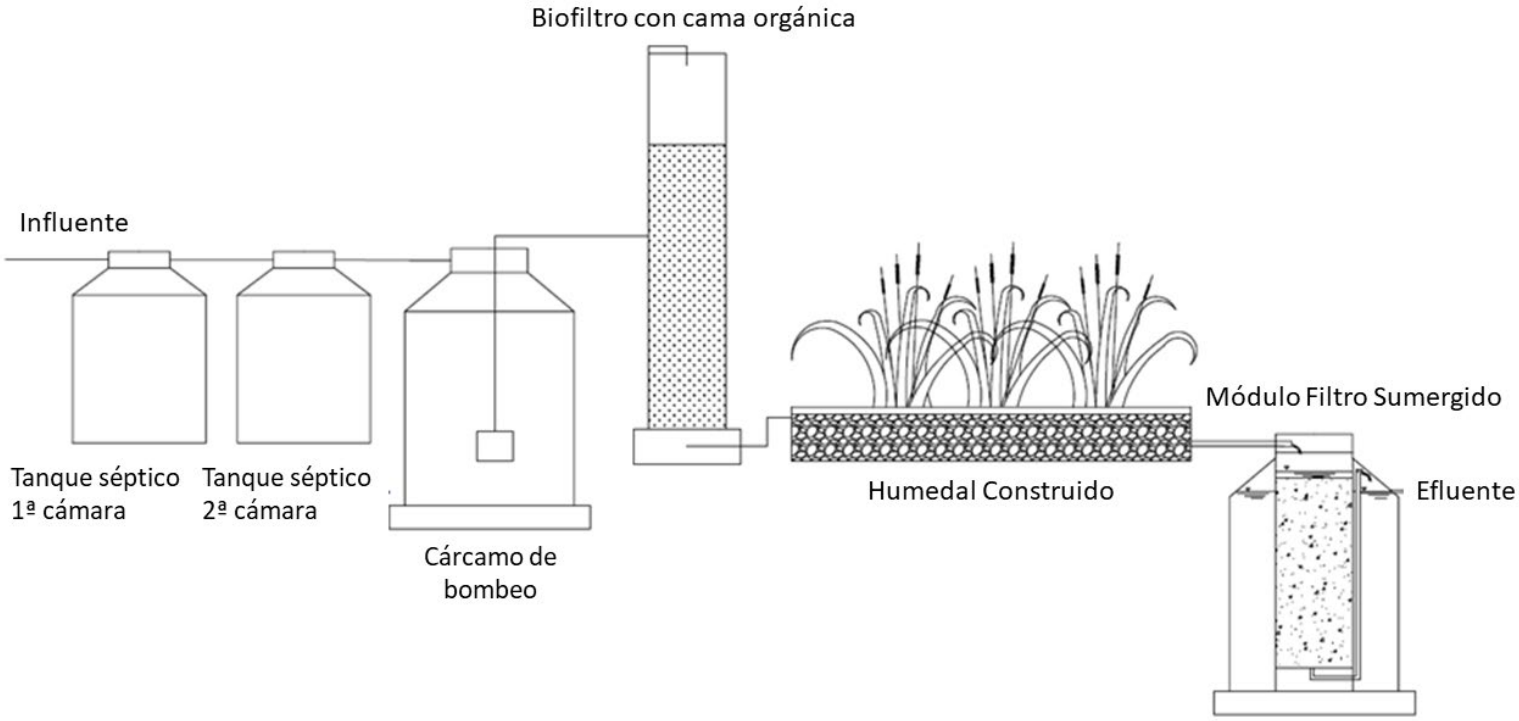

Figura 2. Representación esquemática de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR)-descentralizada y del módulo de filtración sumergido para pulimiento del efluente (filtro lodo-Al).

Evaluación del módulo de filtración sumergido (filtro lodo-Al) como sistema de pulimento a escala piloto

El filtro de lodos Al a escala piloto empacado con MFL-Al fue alimentado por gravedad con el efluente de la etapa HC a un CHS promedio de $m^3\ m^2\ d^{-1}$ y un TCCV de 120 min. El sistema acoplado estuvo en funcionamiento durante 60 días. Se realizó un seguimiento diario de la concentración de $P\text{-}PO_4^{3-}$ en el afluente y efluente del filtro de lodos Al durante 60 días operativos. Además, se realizó un muestreo semanal de la salida de cada

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

proceso de tratamiento, componiendo todos los sistemas de tratamiento: TS, BFCO, HC y filtro de lodos Al. Estas muestras fueron analizadas para concentraciones de $N\text{-}NH_4^+$ según el método Nessler, utilizando un espectrofotómetro HACH DR2900, y según el método Hach 8048 para concentraciones de $P\text{-}PO_4^{3-}$, a fin de evaluar el comportamiento de eliminación de nutrientes del sistema de tratamiento acoplado.

Resultados y discusión

Caracterización del material filtrante de lodo-Al (MFL-Al)

Los resultados mostraron que el material filtrante de lodos de Al (MFL-Al) obtenido podría considerarse un buen medio filtrante con bajo riesgo de obstrucción. Un material adecuado para ser utilizado, por ejemplo, en un HC, deberá tener un tamaño efectivo (d10) entre 0.20 y 1.2 mm; un d60 entre 0.5 y 8 mm, y un coeficiente de uniformidad (UC = d60/d10) inferior a 4 (ONU-HÁBITAT, 2008). Según el análisis granulométrico, el MFL-Al elaborado tiene un d10 = 2.1 mm, un d60 = 3.2 mm y un UC = 1.5. Por tanto, se considera un buen material filtrante.

En cuanto al área de superficie específica (ASE), se obtuvo un valor de 7.04 $m^2 \cdot g^{-1}$, lo que no necesariamente indica si el material tendrá o no un buen desempeño. La Tabla 2 muestra las capacidades de adsorción y el ASE para diferentes materiales adsorbentes. No existe una correlación evidente entre estas dos propiedades. Por ejemplo, lodo-Al evaluado por Babatunde y Zhao (2009a) tiene un ASE muy similar al lodo-Al evaluado

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

por Maqbool *et al*. (2016). Sin embargo, este último tiene una capacidad de unión de fósforo 20 veces menor. Esto se debe a que la capacidad de adsorción también está relacionada con la concentración inicial de fósforo, el pH utilizado en cada prueba, el tamaño de grano y otras variables. No obstante, es recomendable comprobar estos valores para poder compararlos con los de otros materiales.

Tabla 2. Comparación de la capacidad de adsorción y el área superficial específica con otros materiales filtrantes-adsorbentes.

Material	***q*** **(mg P-PO_4^{3-}·g^{-1})**	**SSA (m^2·g^{-1})**	**Tamaño de grano (mm)**	**Referencia**
Arcilla de Al-bentonita modificada	12.2	NR	0.063- 0.425	El-Sergany y Shanableh (2012)
Lodo-Al	4.86	39.41	Nd	Maqbool *et al*. (2016)
Lodo-Al	1.58	42.76	Nd	Maqbool *et al*. (2016)
Lodo-Al	31.9	41.4	0.5-1.80	Babatunde y Zhao (2009a)
Wollanstonita	0.85	NR	<0.355	Hedström (2006)
Zeolita	0.46	31.4	4.2-12.2	Drizo, Frost, Grace y Smith (1999)
Lodo-Al	2.55	7.04	3.2	**Presente estudio**

Nd: no determinado.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

También debe tenerse en cuenta que la composición elemental del lodo de Al variará dependiendo de varios factores, como la fuente del agua a tratar, la dosis de coagulante y los parámetros operativos de la planta de tratamiento de agua potable (PTAP). Como era de esperar, el lodo antiguo utilizado en el estudio actual tiene una concentración de aluminio más baja que los de otros lodos de Al de diferentes PTAP (Tabla 3). El aluminio es el componente principal que juega un papel muy importante en la eliminación de fósforo a través del intercambio de ligandos para formar un complejo intraesfera (Babatunde *et al*., 2009). Por lo tanto, se espera que los materiales ricos en aluminio eliminen eficazmente el fósforo (Babatunde *et al*., 2009). Sin embargo, no existe una correlación directa entre la cantidad de aluminio y la capacidad de adsorción. La Tabla 3 muestra la composición y las capacidades de adsorción de diferentes lodos de Al determinados en experimentos en lote. El MFL-Al del presente estudio tiene una capacidad de adsorción menor que otros lodos de Al estudiados. Sin embargo, teniendo en cuenta la relación entre el contenido de aluminio de cada material y la cantidad de fósforo adsorbido (µmol P/mol Al^{3+}), los lodos de este estudio parecen más competitivos (Tabla 3). Este es un ejemplo de por qué el contenido de aluminio no determina directamente la capacidad de adsorción.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 3. Composición elemental de diferentes lodos de Al.

Parámetro	Unidades	Referencias					
		Presente estudio	Dong, Ju, Hong and Jong (2005)	Babatunde *et al*. (2009)	Zhao, Babatunde, Zhao y Li (2009)	Maqbool *et al*. (2016)	Maqbool *et al*. (2016)
Contenido de aluminio (como Al_2O_3)	$mg \cdot g^{-1}$	18.652	458-463	80.603	555.36	108	174.6
Contenido de hierro (como Fe_2O_3)	$mg \cdot g^{-1}$	2.534	11.9-12.3	4.770	90.01	17.31	14.70
Contenido de calcio (como CaO)	$mg \cdot g^{-1}$	0.414	11.6-11.7	Nd	Nd	214.0	240.0
Capacidad de adsorción (q)	mg $P\text{-}PO_4^{3-} g^{-1}$	2.55	3.5	23	25	1.58	4.86
Desempeño del aluminio	µmol P/mol Al^{3+}	224.92	12.50	469.45	74.06	24.07	45.79

Nd: no determinado.

Determinación de la capacidad de adsorción del MFL-Al en pruebas en lote

Los valores promedio de adsorción se analizaron según las formas lineales de las ecuaciones de Langmuir y Freundlich. Como se puede observar en la Figura 3a y Figura 3b, los datos se ajustan bien en ambos modelos. Sin embargo, el modelo de Langmuir muestra una mejor relación lineal (todos

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

los coeficientes de correlación están por encima de 0.9) indicando adsorción monocapa en las superficies cuando la concentración inicial de fósforo está entre 5 y 20 mg $P\text{-}PO_4^{3-}$ l^{-1}, lo cual concuerda con la mayoría de los estudios que utilizan lodos con aluminio (Babatunde & Zhao, 2009b; Maqbool *et al*., 2016; Takashima, Nakamura, Takano, & Ikemoto, 2015; Yang *et al*., 2008). Como ejemplo, la Figura 3c muestra cómo los datos experimentales se ajustan mejor al modelo de Langmuir.

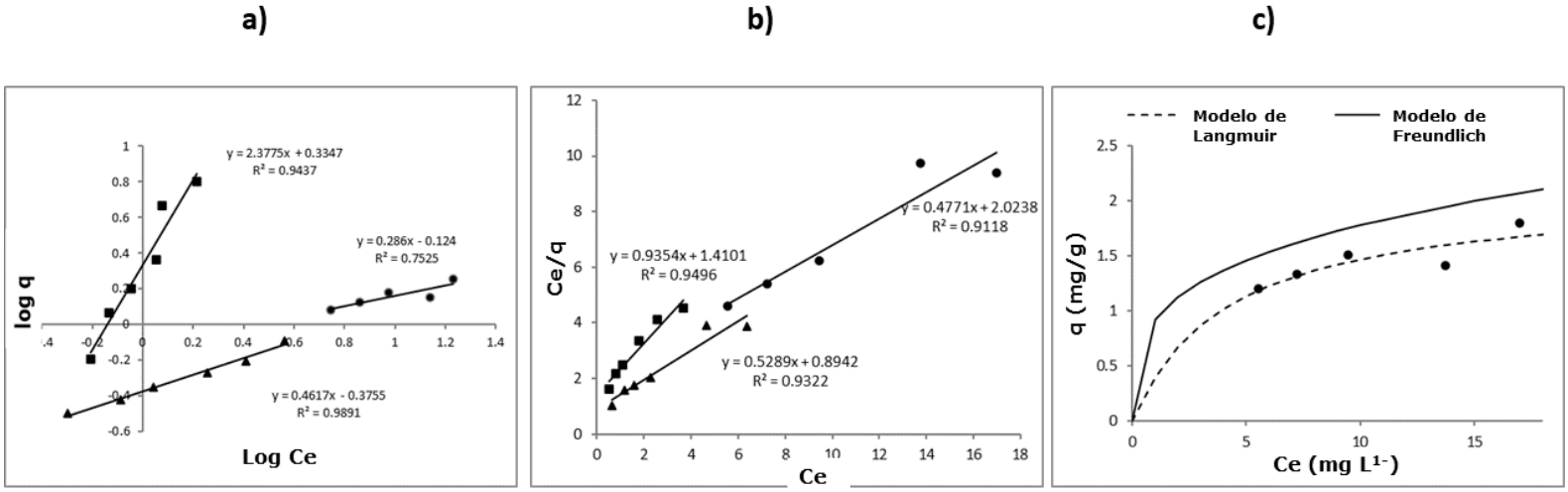

Figura 3. Comportamiento de adsorción en experimentos en lote a diferentes concentraciones iniciales de (▲) 5 mg·l^{-1}, (■) 10 mg·l^{-1}, (●) 20 mg l^{-1}): **a)** gráfica de linealización de Freundlich; **b)** gráfica de linealización de Langmuir; **c)** ajuste de datos experimentales a los modelos de Langmuir y Freundlich.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Los parámetros del modelo de adsorción se calcularon y se muestran en la Tabla 4. Como era de esperar, el comportamiento de adsorción del MF de lodo de Al depende en gran medida de la concentración inicial de fósforo en el agua. Esto significa que cuanto mayor sea la concentración inicial, mayor será la capacidad de adsorción del material, lo que puede llevar a una sobreestimación de la capacidad de adsorción del material, como han demostrado Babatunde y Zhao (2009b) cuando utilizaron una concentración inicial de 360 mg/l y obtuvieron una capacidad de adsorción de 31.9 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$ (Tabla 2). Por otro lado, cuando utilizaron una concentración inicial de 5 mg/l, la capacidad de adsorción estuvo entre 0.5 y 0.99 mg P $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$. En este estudio se obtuvo una capacidad máxima de adsorción (qm) de 1.069, 1.891, y se encontraron 2.0951 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$ para concentraciones iniciales de 5, 10 y 20 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$, respectivamente, en la prueba por lotes.

Tabla 4. Constantes del modelo de adsorción sobre MFL-Al.

C_0 (mg l^{-1})	Langmuir			Freundlich	K_F (mg g^{-1})	R^2
	q_m (mg g^{-1})	b (l mg^{-1})	R^2	$1/n$		
5	1.069	0.663	0.949	0.462	0.421	0.989
10	1.891	0.592	0.932	2.378	2.161	0.944
20	2.095	0.236	0.912	0.286	0.752	0.753

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Efecto del TCCV sobre la capacidad remoción de P-PO_4^{-3} del MFL-AL en pruebas en continuo a escala laboratorio

Eficiencia de remoción de fósforo

Los datos de concentración de fósforo del efluente de las tres columnas conectadas en serie para evaluar tres TCCV diferentes (40, 80 y 120 min) se representaron en función del tiempo (Figura 4a). El desempeño de las tres columnas en cuanto a eficiencia de remoción de fósforo fue el siguiente: en todos los casos, la eficiencia de remoción de fósforo inicial fue del 100 %, la cual fue disminuyendo progresivamente hasta alcanzar un equilibrio que se logró en diferentes tiempos (8, 18 y 28 días, respectivamente). Estos resultados concuerdan con Muisa *et al*. (2020), quienes informaron que la adsorción de fósforo por lodos de aluminio es bifásica y consiste en una fase inicial rápida seguida de una fase lenta. La fase inicial rápida está relacionada con la adsorción de fósforo en el exterior, accediendo fácilmente a sitios como los macroporos, así como a los grupos funcionales en la superficie en un mecanismo de intercambio de ligandos. Mientras que la fase lenta está relacionada con el mecanismo de difusión intrapartícula en meso y microporos, precipitación y reacciones químicas. Las eficiencias de eliminación alcanzadas en el equilibrio fueron las siguientes: 18.2 ± 4.5 % para la columna con TCCV de 40 min; 34.5 ± 2.7 % para la columna con TCCV de 80 min, y 49.1 ± 1.8 % para la columna con TCCV de 120 min. El comportamiento observado en cuanto al aumento de la eficiencia de remoción al aumentar el TCCV concuerda con lo reportado por Maher *et al*. (2015), quienes encontraron que el efecto del tiempo de retención es más significativo que

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

la edad del lodo. Sin embargo, la eficiencia máxima alcanzada (49.1 ± 1.8%) es inferior a la reportada por los mismos autores, cercana al 90 %, pero superior a la eficiencia de remoción reportada por tecnologías tradicionales como un HC plantado con *Cyperus alternifolius*, que eliminó el 48.1 % de PO43- (Alayu & Leta, 2021).

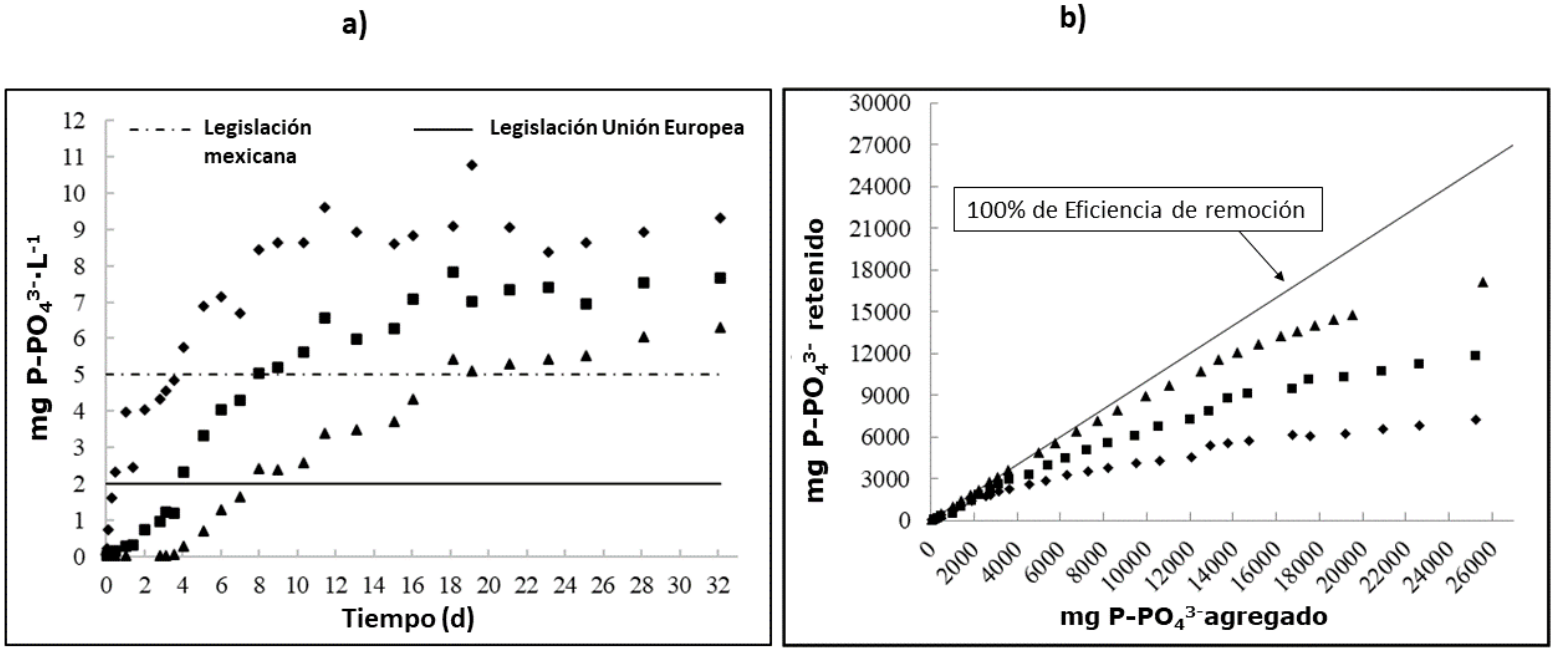

Figura 4. a) Concentración de P en el efluente de las columnas. Las líneas continuas y discontinuas representan las concentraciones máximas de fósforo para diferentes regulaciones; b) P eliminado en función del P añadido a las columnas. TCCV de (♦) 40 min, (■) 80 min, (▲) 120 min.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Capacidad del MFL-Al para remover fósforo

Para estimar la capacidad de eliminación de fósforo del material filtrante de lodo-Al en pruebas continuas también se graficaron los datos de la masa de fósforo agregada a las columnas *versus* la masa de fósforo retenida en las columnas (Figura 4b). La capacidad de eliminación de P de las tres columnas conectadas en serie (TCCV = 120 min) se calculó en 1.298 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$ cuando el punto de quiebre era 2 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$, y 2.509 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$ cuando el punto de quiebre era 5 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$. Esta capacidad de eliminación de P se obtuvo utilizando la concentración de fósforo en el efluente real de la PTAR-descentralizada (11.03 ± 0.86 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$). Cabe señalar que nuestro estudio se realizó con una CHS significativamente mayor y un TCCV más corto, en comparación con los encontrados en otros estudios (Tabla 5), lo que significa que los resultados obtenidos en este estudio, a pesar de ser buenos, aún pueden ser mejores si se utiliza una CHS más baja y un TCCV más alto para operar el filtro. En cuanto a los puntos de quiebre, 2.0 mg P l^{-1} es la norma europea para descargar aguas residuales urbanas tratadas (EU, 2014), y 5.0 mg P l^{-1} es la concentración límite más estricta para la norma mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996 tipo C para protección de la vida acuática, que se aplica a ríos y embalses de agua naturales o artificiales de uso público urbano). En 2022 se publicó una nueva norma, en la que el límite de concentración para vertimiento en ríos cambió y puede estar entre 15 y 21 mg P l^{-1}, dependiendo de si es un valor promedio o puntual. Sin embargo, esta nueva regulación aún no es aplicable.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Tabla 5. Condiciones experimentales y eficiencias reportadas para diferentes materiales adsorbentes de fósforo en sistemas de columnas.

Material adsorbente del filtro	**Tamaño de grano (mm)**	**Concentración inicial de fósforo (mg P-PO_4^{3-}-l-1)**	**Carga superficial hidráulica (CSH) ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)**	**Tasa de carga de fósforo (g $P \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)**	**Tiempo contacto cama vacía (EBCT) (h)**	**Eficiencia de remoción (%)**	**Referencia**
Lodo-Al	0.60-2.36	0.048-0.159	0.45-0.91	0.022-0.145	3-6	88-92	Takashima *et al*. (2015)
Lodo-Al	< 2.0	18.1-346.1	12.24	31-592	3	92	Zhao *et al*. (2009)
Lodo-Al	0.5-1.8	32.9-220	1.70	56-373	No data	-	Babatunde *et al*. (2009)
Lodo-Al	**2.1-3.2**	**11.0**	**10.80**	**127**	**2**	**94**	**Presente Estudio**
Mineral de apatita	2.5-10	30.0	0.09	2.7	36	-	De-Bashan y Bashan (2004)
Escoria de horno de arco eléctrico	0.6-3.2	20.0	0.17	3.3	12-24	100	Drizo, Forget, Chapuis y Comeau (2006)
Lodo-AL y arena de conchas	0.6-1.3	10.0-27.0	0.13	1.3-3.5	24	99.4	Park (2009)
Wollastonita	No data	0.1-9.8	0.66	0.1-6.5	40	80-96	Brooks, Rozenwald, Goehring, Lion y Steenhuis (2000)
Filtralite P®	0.5-4	10.0	0.29	2.9	84	91	Ádám *et al*. (2007)
Arena de conchas	3-7	10.0	0.32	3.2	91	92	Ádám *et al*. (2007)

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La capacidad de eliminación de P del MF de lodo de Al fue superior a la obtenida en pruebas por lotes, si se considera todo el periodo experimental (32 días operativos). En ese caso, la capacidad de eliminación de P fue de 4.25, 3.75 y 3.31 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$ para las columnas con un TCCV de 40, 80 y 120 min, respectivamente; cabe señalar que la saturación no se alcanzó en ninguna de las columnas. Sin embargo, estas capacidades de remoción se obtuvieron después del punto de quiebre de 1.0 mg cuando la concentración de fósforo en el efluente fue igual a 5.6 ± 0.5 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$, por lo que no fueron apropiadas para definir las dimensiones del filtro para el siguiente periodo experimental. Según Drizo, Comeau, Forget y Chapuis (2002), este tipo de resultados se pueden utilizar para estimar el tiempo en el que un sistema de tratamiento a gran escala entregará un efluente con la calidad necesaria para cumplir con las regulaciones. Al respecto, Dong, Ju, Hong y Jong (2005) utilizaron columnas con diferentes cantidades de material adsorbente (conchas de ostras) para extrapolar el tiempo de saturación de columnas más grandes, lo que podría aplicarse en este caso.

Por tanto, aplicando esta técnica se puede estimar el tiempo de trabajo de una columna con una determinada cantidad de MFLodo-Al necesaria para que el prototipo de pulimento pueda realizar una prueba de campo. El filtro propuesto tuvo un TCCV de 2 h (120 min) y trabajó con una CHS de 10.8 $m^3\cdot m^{-2}\cdot d^{-1}$, establecida por la PTAR-descentralizada que es una PTAR-biológica.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Prueba de un filtro de lodos Al como sistema de pulimento de una PTAR-descentralizada

Remoción de fósforo en el módulo filtrante sumergido de lodo-Al (MFS lodo-Al)

La Figura 5a muestra el rendimiento de eliminación de fósforo del módulo de filtro sumergido de lodo de Al instalado al final de la PTAR-descentralizada. Durante los primeros 34 días, la concentración promedio de P en el efluente de la PTAR-descentralizada fue de 3.08 ± 0.89 mg P-PO_4^{3-}·l^{-1}. Esta concentración es menor que la esperada para un efluente típico de PTAR-descentralizada de aguas residuales domésticas y municipales en países en desarrollo (como México), pero similar a la concentración de P en efluentes de aguas residuales tratadas en países como Canadá (Garzón-Zúñiga, Buelna, & Moeller-Chávez, 2012). Trabajando el módulo de filtro de lodos Al en estas condiciones, la concentración de P en el efluente se mantuvo por debajo de 1.0 mg P-PO_4^{3-}·l^{-1} durante 37 días, con un efluente promedio de 0.52 ± 0.35 mg P-PO_4^{3-}·l^{-1}. Durante los primeros 20 días, la eficiencia de remoción fue en promedio 94 ± 8 % y el valor de concentración promedio del efluente fue igual a 0.29 ± 0.2 mg P-PO_4^{3-}·l^{-1}, cumpliendo con estrictas regulaciones de descarga, por ejemplo, regulaciones de la Unión Europea (EU, 2014). Luego, durante los siguientes 17 días, el sistema eliminó en promedio 85 ± 9 %, mostrando una concentración de efluente menor a 1.0 mg P $PO4^{3-}$·l^{-1}, igual a 0.78 ± 0.3 mg P-PO_4^{3-}·l^{-1}, cumpliendo con regulaciones menos estrictas, por ejemplo, la estadounidense (USEPA, 2012). Luego, a partir del día de operación 32, el efluente de la PTAR-descentralizada presentó

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

mayores concentraciones de fósforo equivalentes a 5.6 ± 0.6 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$, que son concentraciones típicas de P en aguas residuales tratadas en países en desarrollo. En estas condiciones, el módulo de filtro sumergido de lodo de Al redujo la concentración a un valor promedio de 2.20 ± 0.39 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$ (Figura 5), lo que representa una eficiencia de remoción de fosfato de 63.6 ± 10.7%, siendo esta eficiencia de remoción suficiente para cumplir con regulaciones de remoción menos estrictas, como la regulación mexicana (Semarnat, 1996; Semarnat, 2022). Al final del periodo experimental (día 62), el módulo filtro de lodos Al continuó eliminando fósforo con una eficiencia igual a 45.5 ± 5.5 %. Estos resultados demostraron que es posible implementar un filtro empacado con residuos de lodos de Al para remoción de fósforo como sistema de pulimento para una PTAR-biológica, y que el filtro debe dimensionarse de acuerdo con el límite de concentración establecido por la normativa de cada país. Las eficiencias de eliminación de fósforo más altas alcanzadas en este estudio (85 ± 9 %) son comparables a las reportadas por Maqbool *et al*. (2016) (83 y 88 %), quienes evaluaron dos tipos de lodos de Al para tratar AR-municipales reales en pruebas por lotes a escala de laboratorio. Estas eficiencias son también bastante similares a las reportadas por Doherty *et al*. (2015), quienes indican una eficiencia de eliminación de fósforo entre 85 y 86 % en un HC empacado con lodos de Al que trata purines de cerdo.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

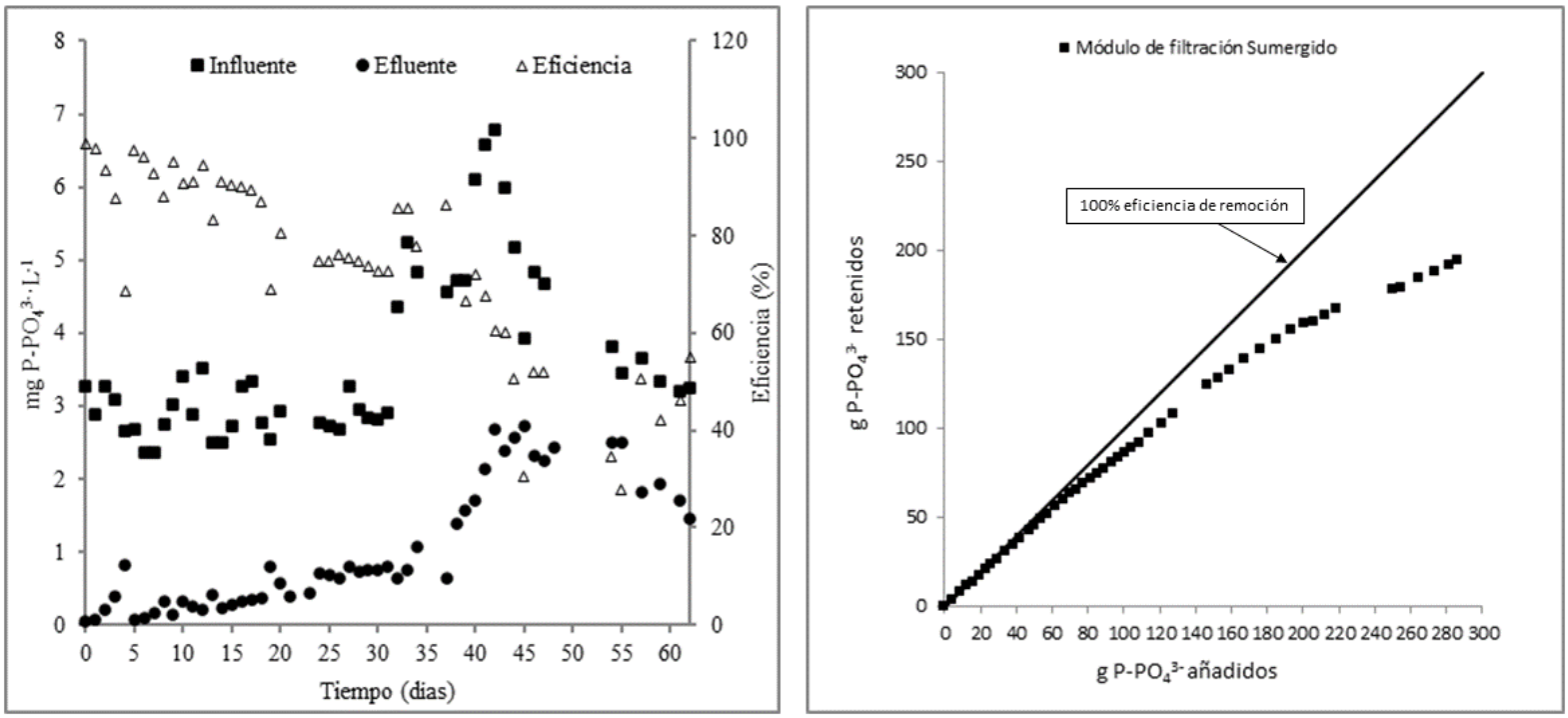

Figura 5. a) Concentración de fósforo de entrada y salida del FMI; b) P eliminado en función del P agregado al módulo de filtro de lodos Al.

La capacidad de eliminación de P del módulo sumergido de filtro de lodos Al se calculó de la misma manera que para las columnas a escala de laboratorio. La capacidad de remoción de P encontrada hasta el día 32 fue de 1.50 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$, con una concentración del afluente de 3.08 ± 0.89 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$, y al final de la prueba (día 62), la capacidad de remoción se calculó en 2.69 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$, con una concentración del afluente superior a 5 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$, lo cual significa que se obtuvo una masa retenida de 194.12 g $P\text{-}PO_4^{3-}$ en el filtro de lodos Al del total de masa de $P\text{-}PO_4^{3-}$ (286.13 g) introducida al filtro. El módulo de filtro de lodos Al fue operado con cargas de fósforo entre 20 y 70 g $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot m^{-2}\cdot d^{-}$

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[1], y un valor promedio entre el día 1 y 32 de 36.53 g $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot m^{-2}\cdot d^{-1}$. Del día 34 al 62, el valor promedio fue de 47.26 g $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot m^{-2}\cdot d^{-1}$. La carga de fósforo aplicada y la CHS fueron similares a las reportados en otros estudios a escala de laboratorio con lodo-Al, pero mucho mayores a lo reportado para otros materiales adsorbentes (Tabla 4). Por lo tanto, la capacidad de eliminación de fósforo se puede mejorar disminuyendo la CHS aplicada. Sin embargo, la decisión de utilizar una CHS tan alta y tiempos de retención tan cortos (TCCV) fue para evaluar el módulo de filtro de lodos Al en condiciones que representan una operación normal de la PTAR-biológica descentralizada. Esta condición no se ha informado en estudios similares. Al final del periodo experimental (62 días) creció una película biológica en la parte superior del módulo de filtro de lodos Al, generando problemas operativos por obstrucción.

Eficiencia de eliminación de fósforo en la PTAR-piloto descentralizada acoplada al módulo filtrante sumergido de lodo-Al (MFS lodo Al)

La Figura 6 muestra la concentración promedio de fósforo para cada proceso de la PTAR-descentralizada (TS, BFCO y HC) más el filtro de pulimento (módulo sumergido de filtro de lodos Al). Los valores presentados son el promedio obtenido durante los primeros 32 días de operación. La concentración de aguas residuales afluentes fue de 5.0 ± 1.6 mg l^{-1}, de los cuales se eliminó un 4 % en el TS, mientras que un 16 % y un 22.4 % adicionales se eliminaron en el BFCO y el HC, respectivamente. En ambos casos, se puede explicar en su mayor parte por mecanismos de asimilación de bacterias y plantas para su

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

crecimiento, pues como se comenta y demuestra en un documento publicado previamente (Garzón-Zúñiga *et al*., 2016), tras unos meses de funcionamiento continuo del BFCO y del HC, el mecanismo de adsorción ya no juega un papel importante en la eliminación de fósforo debido a la saturación del material de empaque del filtro.

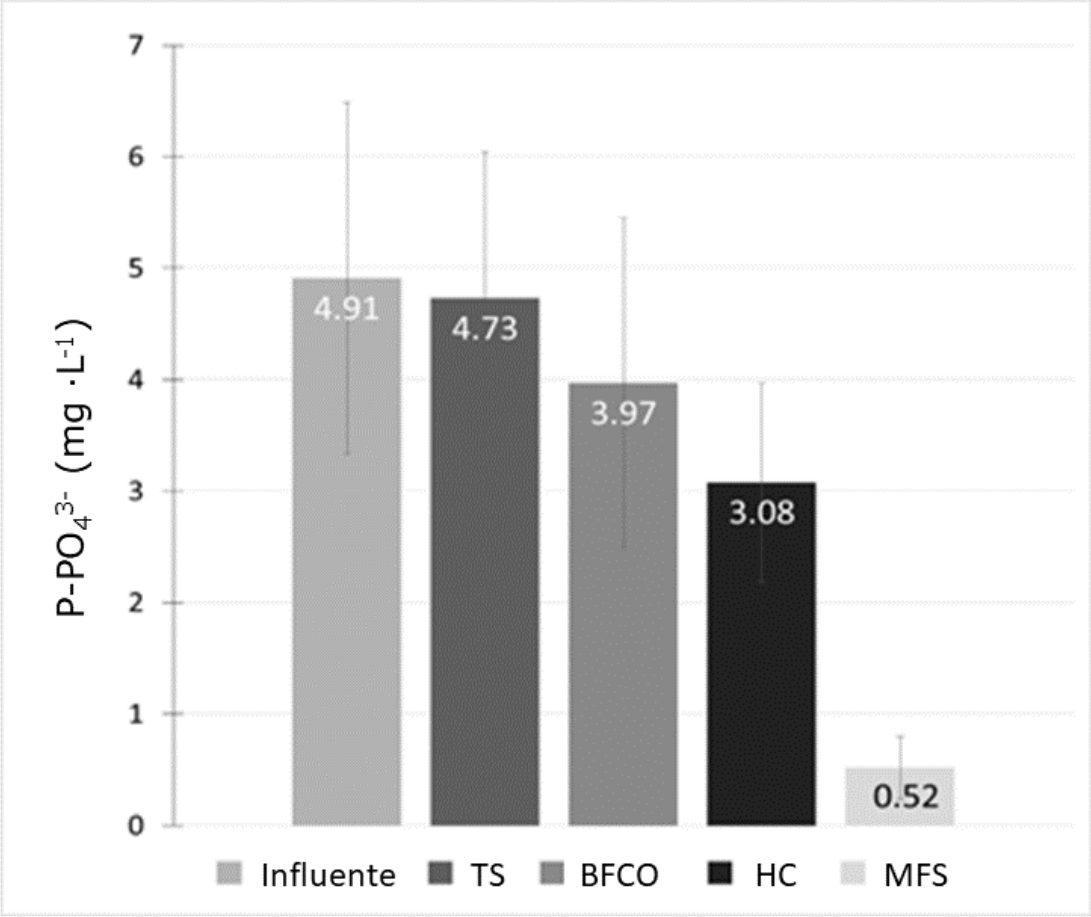

Figura 6. Concentraciones de fósforo en el afluente y efluente de cada proceso de tratamiento de la PTAR-descentralizada más el módulo de filtro sumergido de pulimento.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En estas condiciones, el efluente del HC presentó una concentración promedio de 3.08 ± 0.8 mg $P\text{-}PO_4^{-3}$ l^{-1}. Al alimentar este efluente en el módulo de filtro de lodos Al, se logró una eficiencia de remoción adicional del 83.1 %. Por lo tanto, la eficiencia de remoción global (PTAR-piloto más filtro de lodos Al) fue igual a 89.4 % y la concentración final del efluente fue igual a 0.52 ± 0.28 mg $P\text{-}PO_4^{-3}$ l^{-1}. No existe ningún informe sobre un sistema de pulimento de lodo de Al para la eliminación de fósforo que funcione en modo continuo, por lo que no se puede comparar la eficiencia de eliminación alcanzada. Sin embargo, la eficiencia de eliminación concuerda con la reportada en pruebas por lotes a escala de laboratorio por Doherty *et al*. (2015) (85-86 %) y Maqbool *et al*. (2016) (83-88 %).

Si se instala un MFS para eliminar fósforo, es deseable tener una estimación de su vida útil. Este cálculo se realizó a partir del manejo de aguas residuales de un hogar de cuatro personas en zona rural. Considerando que: a) la capacidad de remoción del MFS (2.69 mg $P\text{-}PO4^{-3}\cdot g^{-1}$); b) considerando un aporte de P por persona de 2.3 g P-PO4-3 d-1 (839.5 g P-PO43- $año^{-1}$) (Drizo *et al*., 1999); c) la eficiencia de eliminación de las PTAR-biológica presentada en la figura 6b (6.4%) y la eficiencia en el MFS (83%). Para esta masa de fósforo, la vida útil teórica del filtro se calculó de la siguiente manera: para un MFS con un área de sección de 1.2 m^2 y una profundidad de 1.0 m, empacado con MFL-Al (1 394 kg), como el utilizado en este estudio, se estima que dicho sistema proporcionaría un efluente con una concentración inferior a 2.0 mg $PO4^{-3}\cdot l^{-1}$ durante 490 días (1.3 años), y para ese momento el sistema habría adsorbido 3.750 kg $P\text{-}PO4^{-3}$.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Una vez saturado el material filtrante, se sustituiría por un nuevo lodo de Al para seguir funcionando y el material saturado podría utilizarse como mejorador de suelos, habiéndose realizado un estudio previo para asegurar que no se libera aluminio al medio ambiente. Otra opción sería que el lodo de Al saturado pudiera procesarse para extraer el fósforo capturado.

Caracterización del efluente del filtro de lodos Al

En la Tabla 6 se muestra la caracterización del afluente y efluente del filtro de lodos Al. Se puede observar que, con excepción de NH_4^+-N, las concentraciones de todos los parámetros se mantienen casi sin cambios, como es el caso de DQO y DBO, o disminuyen sus concentraciones, como en el caso de coliformes fecales (FC), alcalinidad, turbiedad, color y fósforo; este último presentó mayor remoción con un 83 %.

Tabla 6. Caracterización del agua residual afluente y efluente del MSF.

Parámetro	Influente de MFI	Efluente de MFI	Eficiencia de remoción (%)
DQO (mg l^{-1})	51.0 ± 14.1	49.5 ± 7.2	3
DBO_5 (mg l^{-1})	16.0	15.8	7
CF (NMP 100 ml)	7.9 E 03	5.2 E 02	1 U log
NH_4^+-N (mg l^{-1})	4.0 ± 1.9	4.8 ± 1.7	-
PO_4^{-3}-P (mg l^{-1})	3.1 ± 1.0	0.52 ± 0.1	**83**
Color	160 ± 86.8	142.5 ± 89.9	11
Turbiedad	11.9 ± 10.1	4.5 ± 3.1	62
pH	6.6 ± 0.3	7.0 ± 0.2	-
Alcalinidad (mg l^{-1})	170.9 ± 67.8	135.3 ± 17.4	21
Aluminio (mg l^{-1})		0.0144 ± 0.0100	N.d.

Nd: no determinado.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Por otro lado, es bien conocido que el aluminio causa toxicidad en ambientes acuáticos y afecta una amplia diversidad de especies de peces, algas e invertebrados (George *et al*., 1995; Mortula, Bard, Walsh, & Gagnon, 2008). Cabe señalar que los efectos tóxicos del aluminio están asociados con el aluminio soluble (Al_3^+), que está biológicamente disponible en suelos y aguas ácidas (pH < 5.5), pero es biológicamente inactivo en condiciones de un pH entre 5.5 y 8.4 (Zhao, Babatunde, Hu, Kumar, & Zhao, 2011).

La Figura 7 muestra el monitoreo que se le hizo al efluente de MFS con respecto al pH y la concentración de aluminio. El pH siempre presentó valores superiores a 6.0 y la concentración de Al_3^+ siempre fue inferior a 0.04, con un valor promedio de 0.014 ± 0.010 mg/l.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

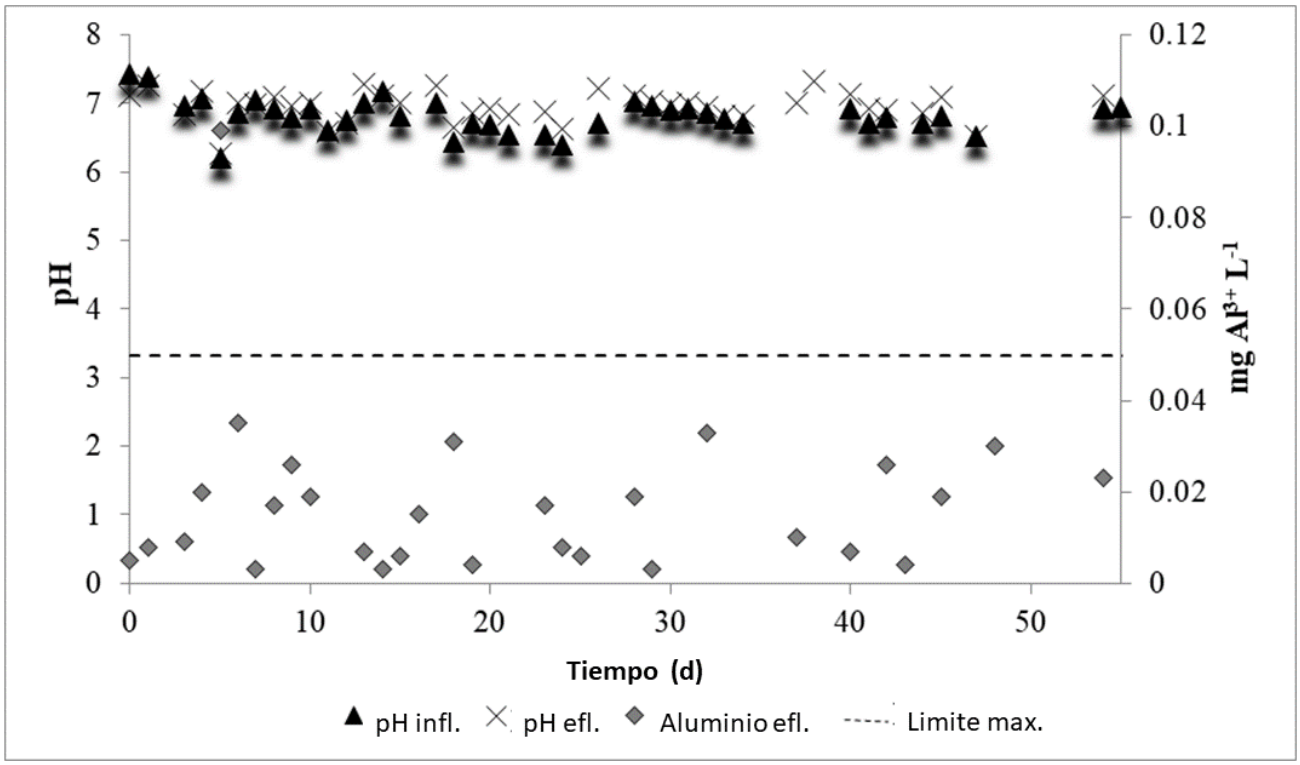

Figura 7. Valores de pH y aluminio evaluados en el MSF como pulimento para remoción de fósforo en una PTAR-descentralizada a escala piloto.

Si bien hubo liberación de aluminio en el efluente del MSF, los niveles encontrados fueron muy bajos, ya que según los Criterios Ecológicos para la Calidad del Agua (CECA, 1989) CE-CCA-001/89, un cuerpo de agua para la protección de la vida acuática no debe exceder los 0.2 mg $Al_3^+ \cdot l^{-1}$ en aguas marinas o costeras, y 0.05 mg $Al_3^+ \cdot l^{-1}$ para agua dulce, y el efluente del MSF siempre se mantuvo por debajo de 0.04 mg $Al_3^+ \cdot l^{-1}$. Por lo tanto, el aluminio liberado no representa un riesgo inminente para el medio ambiente ni para la salud humana.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Conclusiones

Los residuos de lodo Al de la planta de tratamiento de agua potable "Los Berros" del sistema Cutzamala en el Estado de México, México, se utilizaron con éxito como material de empaque para un filtro que trata el efluente de una PTAR piloto descentralizada para mejorar la eliminación de fósforo.

La evaluación del material filtrante de lodo Al (MFL-Al) a escala de laboratorio en un sistema continuo —utilizando aguas residuales reales— mostró una capacidad de adsorción de 2.509 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$. Esto, aplicando una concentración inicial de 11.03 ± 0.86 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$, un tiempo de contacto de cama vacía (TCCV) de 120 min y un punto de quiebre de 5 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$.

Sin embargo, cuando se evaluó el MFL-Al en un filtro de pulido de la remoción de fósforo (filtro de lodos Al) para una PTAR-descentralizada a escala piloto, la capacidad de adsorción fue de 2.69 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot g^{-1}$ o 1.86 kg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot m^{-3}$, con un TCCV de 120 min, pero después del punto de quiebre de 5 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$, sin llegar a la saturación del material después de 62 días de funcionamiento continuo.

La operación de un módulo de filtración de lodo Al a escala piloto como sistema de pulimento de una PTAR-piloto presentó una eficiencia de eliminación de fósforo de 83 ± 3 %. Todo el sistema (PTAR-piloto más filtro de lodos Al) mostró una eficiencia de eliminación de 89.4 ± 5.7 % de $P\text{-}PO_4^{3-}$, y la concentración del efluente fue de 0.54 ± 0.24 mg $P\text{-}PO_4^{3-}\cdot l^{-1}$, lo cual demuestra que el filtro de lodos Al podría lograr alta eficiencia

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de remoción de fósforo en un sistema continuo como sistema de pulimento para una PTAR a escala piloto.

El filtro empacado con lodos de Al puede diseñarse para cumplir con diferentes valores máximos permitidos de descarga de fósforo de acuerdo con regulaciones actuales más estrictas de diferentes países como la Unión Europea (0.5 mg/l), EUA (1.0 mg/l) o México (5.0 mg/l).

Dichos resultados demostraron que este proceso podría ser una opción real para eliminar fósforo de aguas residuales.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Conacyt México por el apoyo financiero.

Referencias

Ádám, K., Krogstad, T., Vråle, L., Søvik, A. K., & Jenssen, P. D. (2007). Phosphorus retention in the filter materials shellsand and Filtralite P®-Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater. *Journal of Ecological Engineering*, 29, 200-208. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2006.09.021

APHA, American Public Health Association. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association.

Arias, C., & Brix, H. (2005). Phosphorus removal in constructed wetlands: Can use suitable alternative media be identified? *Water Science and Technology*, 51, 267-273.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ASTM. (1997). *Standard test method for particle size distribution of granular activated carbon*. DOI: 10.1520/D2862-10.2

Alayu, E., & Leta, S. (2021). Post treatment of anaerobically treated brewery effluent using pilot scale horizontal subsurface flow constructed wetland system. *Bioresources and Bioprocessing*, 8(8), 2-19. DOI: 10.1186/s40643-020-00356-0

Babatunde, A. O., & Zhao, Y. Q. (2009a). Forms, patterns and extractability of phosphorus retained in alum sludge used as substrate in laboratory-scale constructed wetland systems. *Chemical Engineering Journal*, 152, 8-13. DOI: 10.1016/j.cej.2009.03.020

Babatunde, A. O., & Zhao, Y. Q. (2009b). Phosphorus removal in laboratory-scale unvegetated vertical subsurface flow constructed wetland systems using alum sludge as main substrate. *Water Science and Technology*, 60, 483-489. DOI: 10.2166/wst.2009.384

Babatunde, A. O., Zhao, Y. Q., Burke, A. M., Morris, M. A., & Hanrahan, J. P. (2009). Characterization of aluminium-based water treatment residual for potential phosphorus removal in engineered wetlands. *Environmental Pollution*, 157, 2830-2836. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.04.016

Brooks, A. S., Rozenwald, M. N., Goehring, L. D., Lion, L. W., & Steenhuis, T. S. (2000). Phosphorus removal by wollanstonite: A constructed wetland substrate. *Journal of Ecological Engineering*, 15, 121-132.

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

CECA. (1989). CE-CCA-001/89. Acuerdo que establece los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. *Diario Oficial de la Federación*. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4837548&fecha=13/12/1989#gsc.tab=0

Därr, G. M., & Ludwig, U. (1973). Determination of the specific surface by adsorption from solution. *Matériaux et Construction*, 6, 233-237.

De-Bashan, L. E., & Bashan, Y. (2004). Recent advances in removing Phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997-2003). *Water Research*, 38, 4222-4246. DOI: 10.1016/j.watres.2004.07.014

Doherty, L., Zhao, Y., Zhao, X., & Wang, W. (2015). Nutrient and organics removal from swine slurry with simultaneous electricity generation in an alum sludge-based constructed wetland incorporating microbial fuel cell technology. *Chemical Engineering Journal*, 266, 74-81. DOI: 10.1016/j.cej.2014.12.063

Dong, C. S., Ju, S. C., Hong, J. L., & Jong, S. H. (2005). Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland. *Water Research*, 39, 2445-2457. DOI: 10.1016/j.watres.2005.04.032

Drizo, A., Comeau, Y., Forget, C., & Chapuis, R. P. (2002). Phosphorus saturation potential: A parameter for estimating the longevity of constructed wetland systems. Environmental Science & Technoly, 36, 4642-4648. DOI: 10.1021/es011502v

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Drizo, A., Forget, C., Chapuis, R.P., & Comeau, Y. (2006). Phosphorus removal by electric arc furnace steel slag and serpentinite. *Water Research*, 40, 1547-1554. DOI: 10.1016/j.watres.2006.02.001

Drizo, A., Frost, C. A., Grace, J., & Smith, K. A. (1999). Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems. Water Research, 33, 3595-3602. DOI: 10.1016/S0043-1354(99)00082-2

EU. (2014). *EEC Council (1991). 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment*. EEC Council Dir. 10. Recuperado de http://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX:31991L0271

El-Sergany, M., & Shanableh, A. (2012). Phosphorus removal using Al-modified bentonite clay. Effect of particle size. *Advanced Biomedical Engineering*, 6, 323-329.

Garzón-Zúñiga, M. A., Buelna, G., & Moeller-Chávez, G. E. (2012). La biofiltración sobre materiales orgánicos, nueva tecnología sustentable para tratar agua residual en pequeñas comunidades e industrias. *Tecnología y ciencias del agua*, 3(3), 153-162. Recuperado de https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/255

Garzón-Zúñiga, M. A., González Zurita, J., & García-Barrios, R. (2016). Evaluación de un sistema de tratamiento doméstico para reúso de agua residual. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32, 199-211. DOI: 10.20937/RICA.2016.32.02.06

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

George, D. B., Berk, S. G., Adams, V. D., Ting, R. S., Roberts, R. O., Parks, L. H., & Lott, R. C. (1995). Toxicity of alum sludge extracts to a freshwater alga, protozoan, fish, and marine bacterium. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 29, 149-158. DOI: 10.1007/BF00212964

Gustafsson, J. P., Renman, A., Renman, G., & Poll, K. (2008). Phosphate removal by mineral-based sorbents used in filters for small-scale wastewater treatment. *Water Research*, 42, 189-197. DOI: 10.1016/j.watres.2007.06.058

Hedström, A. (2006). Reactive filter systems for small scale wastewater treatment a literature review. *Vatten*, 62, 253–263.

Herrmann, I., Jourak, A., Hedström, A., Lundström, T. S., & Viklander, M. (2013). The effect of hydraulic loading rate and influent source on the binding capacity of phosphorus filters. *PLoS One*, 8(8). DOI: 10.1371/journal.pone.0069017

Maher, C., Neethling, J. B., Murthy, S., & Pagilla, K. (2015). Kinetics and capacities of phosphorus sorption to tertiary stage wastewater alum solids, and process implications for achieving low-level Phosphorus effluents, *Water Research*, 85, 226-234. DOI: 10.1016/j.watres.2015.08.025

Maqbool, N., Khan, Z., & Asghar, A. (2016). Reuse of alum sludge for Phosphorus removal from municipal wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 57, 13246-13254 DOI: 10.1080/19443994.2015.1055806

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Mortula, M., Bard, S. M., Walsh, M. E., & Gagnon, G. A. (2008). Aluminum toxicity and ecological risk assessment of dried alum residual into surface water disposal. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 36(1), 127-136. DOI: 10.1139/S08-042

Muisa, N., Nhapi, I., Ruziwa, W., & Manyuchi, M. M. (2020). Utilization of alum sludge as adsorbent for Phosphorus removal in municipal wastewater: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 35. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101187

Park, W. H. (2009). Integrated constructed wetland systems employing alum sludge and oyster shells as filter media for P removal. *Ecological Engineering*, 35, 1275-1282. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2009.05.015

Semarnat, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (1996). NOM-001-SEMARNAT-1996 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, 35, México.

Semarnat, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (11 de marzo, 2022). NORMA Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. *Diario Oficial de la Federación*, 35, México.

Takashima, M., Nakamura, S., Takano, M., & Ikemoto, R. (2015). Treatment of eutrophic lake water and Phosphorus recovery by reusing alum sludge and/or wood. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 5, 446-453. DOI: 10.2166/wrd.2015.130

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

UN-HABITAT. (2008). *Constructed wetlands manual*. Recuperado de https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/UN%20HABITAT%202008%20Constructed%20Wetlands%20Manual.pdf

USEPA, United States Environmental Protection Agency. (September, 2012). *EPA/600/R-12/61. Guidelines for water reuse*. Washington, DC, USA: United States Environmental Protection Agency, Office of Wastewater Management, Office of Water.

Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., & Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands. A review. *Ecological Engineering*, 37, 70-89. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2009.08.003

Yang, Y., Zhao, Y. Q., & Kearney, P. (2008). Influence of ageing on the structure and phosphate adsorption capacity of dewatered alum sludge. Chemical Engineering Journal, 145, 276-284. DOI: 10.1016/j.cej.2008.04.026

Zhao, Y. Q., Babatunde, A. O., Zhao, X. H., & Li, W. C. (2009) Development of alum sludge-based constructed wetland: An innovative and cost-effective system for wastewater treatment, *Journal of Environmental Science and Health*, Part A, 44(8), 827-832, DOI: 10.1080/10934520902928685

Zhao, Y. Q., Babatunde, A. O., Hu, Y. S., Kumar, J. L. G., & Zhao, X. H. (2011). Pilot field-scale demonstration of a novel alum sludge-based constructed wetland system for enhanced wastewater treatment. *Process Biochemistry*, 46, 278-283. DOI: 10.1016/j.procbio.2010.08.023

2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)