

# REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:  
Investigación, desarrollo y práctica.

## TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA GALVANOPLÁSTICA MEDIANTE HUMEDALES INTENSIFICADOS A NIVEL MICROCOSMOS

Daniela González-Pereyra <sup>1</sup>  
\* Rodolfo Cisneros-Almazán <sup>2</sup>  
Rodolfo Cisneros-Pérez <sup>1</sup>  
Z. Arturo Guadiana-Alvarado <sup>2</sup>  
Gerson A. Soto-Peña <sup>2</sup>

## TREATMENT OF WASTEWATER FROM THE ELECTROPLATING INDUSTRY USING INTENSIFIED WETLANDS AT THE MICROCOSM LEVEL

Recibido el 5 de septiembre de 2021. Aceptado el 22 de marzo de 2022

### Abstract

Constructed wetland (CW) prototypes were tested as a non-conventional treatment of wastewater from an electroplating industry, the systems worked with the subsurface vertical flow with water recirculation. Two types of substrates were evaluated, natural zeolite and metallurgical slag. The prototypes were designated as PCW-Z and PCW-E, respectively. The PCWs were vegetated with *Phragmites australis* and worked for 29 weeks including a plant adaptation period and a treatment period. Industrial wastewater was added for 16 weeks and the initial and final values of copper, COD, TSS, detergents, electrical conductivity, and pH were evaluated. The contact of the wastewater with the plants generated a reduction in their population, at the end of the process the PCW-Z had an average loss of 9 plants, however, new shoots continued to be generated, showing the high resistance of the plants to copper-contaminated effluents. The wastewater treatment results showed copper removal percentages of 95.8 % for PCW-Z and 96.7 % for PCW-E, values corresponding to the first four weeks of treatment. After 16 weeks, the percentage of removal decreased in a range of 0 to 10% on average for both substrates. PCWs proved to be efficient in the removal of TSS and detergents during the whole treatment process with percentages of 95.1 % and 94.8 %, respectively. Based on the results, it can be said that PCWs are efficient in the treatment of wastewater from the electroplating industry when low copper concentrations are present; however, a key aspect to be taken care of is the high salinity that this type of water contains since it was not possible to reduce the concentration with these systems, generating negative effects on the plants and the substrate; therefore, prior treatment is recommended before applying the effluent to the constructed wetlands.

**Keywords:** copper, metallurgical slag, *Phragmites australis*, zeolite.

<sup>1</sup> Ingeniería y Ciencia de Materiales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.

<sup>2</sup> Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.

\* Autor correspondiente: Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Av. Dr. Manuel Nava 304, Zona Universitaria, 78210 San Luis, S.L.P, México. Email: [cisnerro@uaslp.mx](mailto:cisnerro@uaslp.mx)

## Resumen

Se probaron prototipos de humedales construidos (CW por sus siglas en inglés) como tratamiento no convencional del agua residual de una industria galvanoplástica, los sistemas trabajaron con flujo vertical subsuperficial con recirculación de agua. Se evaluaron dos tipos de sustratos, zeolita natural y escoria metalúrgica. Los prototipos se denominaron como PCW-Z y PCW-E, respectivamente. Los PCW fueron vegetados con *Phragmites australis* y trabajaron durante 29 semanas incluyendo un periodo de adaptación de las plantas y un periodo de tratamiento. Durante 16 semanas se adicionó agua residual industrial evaluando los valores iniciales y finales de cobre, DQO, SST, detergentes, conductividad eléctrica y pH. El contacto del agua residual con las plantas generó una reducción en su población, al final del proceso los PCW-Z tuvieron una pérdida promedio de 9 plantas, sin embargo, siguieron generándose nuevos brotes, dejando ver a alta resistencia de las plantas frente a efluentes contaminados con cobre. Los resultados de la depuración del agua residual mostraron porcentajes de remoción de cobre del 95.8 % para PCW-Z y 96.7 % para los PCW-E, valores correspondientes a las primeras cuatro semanas de tratamiento. Después de 16 semanas el porcentaje de remoción disminuyó en un rango de 0 a 10% en promedio para ambos sustratos. Los PCW resultaron ser eficientes en la remoción de SST y detergentes durante todo el proceso de tratamiento con porcentajes de 95.1 % y 94.8 %, respectivamente. Basado en los resultados se puede decir que los PCW resultan eficientes en el tratamiento de agua residual de la industria galvanoplástica cuando se presentan bajas concentraciones de cobre, sin embargo, un aspecto clave que se debe cuidar es la alta salinidad que contiene este tipo de agua, ya que no fue posible disminuir la concentración con estos sistemas generando efectos negativos sobre las plantas y el sustrato, por lo que se recomienda un tratamiento previo antes de aplicar el efluente a los humedales construidos.

**Palabras clave:** cobre, escoria metalúrgica, *Phragmites australis*, zeolita.

## Introducción

El tratamiento y reúso del agua dentro de las industrias puede representar una opción viable para reducir la actual presión hídrica (Galizia, 2008), no obstante, para que las industrias entren en un esquema de sostenibilidad es necesario que todos sus procesos, incluyendo el tratamiento de sus aguas, genere los menores impactos posibles. Las tecnologías sostenibles constituyen herramientas importantes para lograr un cambio, y pueden contribuir de forma especial a que los países en vías de desarrollo puedan alcanzar los objetivos de sostenibilidad (Argüello, 2017). Industrias del ramo de la galvanoplastia, consumen cerca del 95 % del total del agua de proceso en el lavado de piezas (Ríos, Posadas, & Uribe, 2011). Una industria ubicada en la ciudad de San Luis Potosí, México, genera cerca de 150 m<sup>3</sup>/mes de agua residual proveniente del lavado de piezas, este tipo de agua se caracteriza por tener altas concentraciones de metales pesados, en especial cobre, pH muy bajos, altas conductividades eléctricas y alta concentración de detergentes. Dichas concentraciones llegan a ser superiores a las establecidas en las regulaciones nacionales y locales para descargas a los sistemas de alcantarillado municipal, asimismo la composición de esta agua no permite su reutilización en ningún sector de la empresa, por lo que sin duda exige un tratamiento previo sea cual sea su destino.

El tratamiento del agua residual de la mayoría de las industrias dedicadas a la galvanoplastia se basa en procesos fisicoquímicos, tales como la precipitación química, la cual se utiliza para la remoción de los metales mediante la formación de especies insolubles determinadas por el pH de la solución que después se remueven en forma de lodos, este método ha sido ampliamente utilizado por ser de relativa facilidad de operación y bajos costos de operación (Barakat, 2011), sin embargo, presenta desventajas como la adición de grandes cantidades de químicos, bajas eficiencias en la remoción de los metales y la generación de grandes cantidades de lodos, esta última representa un problema tanto económico como ambiental para las industrias ya que es necesario disponer adecuadamente de los residuos generados. Otros sistemas de tratamiento convencionales requieren de numerosos equipos y sistemas electromecánicos que producen elevados costos de mantenimiento.

Por lo anterior, se busca implementar sistemas de tratamiento que reduzcan los impactos tanto económicos como ambientales de los sistemas convencionales. Entre las alternativas se encuentran los humedales construidos (CWs), los cuales han sido reconocidos como tecnologías sostenibles con capacidad de depurar distintos tipos de agua (Vymazal, 2014; Wu, *et al.*, 2015; Moreira, *et al.*, 2021). Los humedales han sido probados con diferentes tipos de aguas residuales industriales, sin embargo, existe un área de oportunidad para evaluar su eficiencia en la industria galvanoplástica.

El funcionamiento de los humedales construidos se basa en una compleja interacción entre sus distintos componentes: sustrato, columna de agua, vegetación y microorganismos, estos condicionan el grado de depuración que puede ser alcanzado. Los sistemas de humedales construidos se describen típicamente por la posición de la superficie del agua y/o el tipo de vegetación presente, las principales configuraciones son humedales de flujo libre (HFL), humedales de flujo subsuperficial (HFSS) y estos últimos se dividen en humedales de flujo vertical (HFV) y humedales de flujo horizontal (HFH) (Wu, *et al.*, 2015).

Dentro de los humedales construidos ocurren varios procesos encargados de la remoción de los contaminantes, específicamente para los metales pesados se destacan la sedimentación, filtración, procesos vinculados al sustrato, adsorción, intercambio catiónico, precipitación y co-precipitación como sales insolubles, fitodegradación y fitoacumulación por plantas o algas y procesos microbianos (Yadav, *et al.*, 2012). Los procesos de remoción están directa o indirectamente influenciados por condiciones ambientales internas o externas, tales como temperatura, disponibilidad de oxígeno disuelto, fuentes de carbono orgánico, pH, condiciones redox y operación (Wu, *et al.*, 2015), normalmente se considera difícil identificar cuál de esta serie de procesos se están llevando a cabo en un determinado sistema (Galván, 2016).

Unos de los componentes más importantes de los humedales construidos es el sustrato, en este se llevan a cabo la mayoría de los procesos de remoción, además fungen como soporte y sumidero de fuentes de carbono para los microorganismos y determina la movilidad del agua debido a su permeabilidad, asimismo es el medio de cultivo para las plantas; por lo cual la selección de sustratos adecuados para los CWs usados el tratamiento de aguas residuales especialmente las industriales es un tema importante (Lara-Borrero, 1999).

Frecuentemente se utilizan como sustratos materiales naturales, medios artificiales y productos industriales, tales como: grava, arena, arcilla, calcita, piedra bola, vermiculita, escoria, cenizas, bentonita, dolomita, piedra caliza, cáscaras, zeolita, wollastonita, carbón activado y agregados de bajo peso (Wu, *et al.*, 2015). El uso de sustratos especiales se realiza con el fin incrementar la remoción de las sustancias contaminantes de las aguas residuales industriales que no pueden ser removidas mediante sustratos convencionales como grava y arena. Con el fin de intensificar los CWs, destacan sustratos como zeolitas, residuos industriales y agroindustriales, que han sido utilizados especialmente para aguas contaminadas con metales pesados (Wu, *et al.*, 2015).

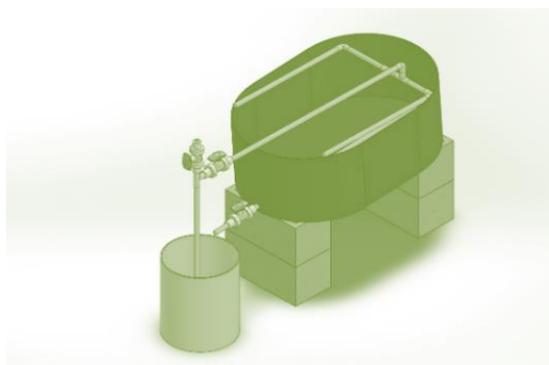
Con base en lo anterior, en el presente estudio derivado del trabajo de tesis (González-Pereyra, 2020), se realizaron pruebas en prototipos de humedales construidos (PCW) para evaluar la capacidad de depuración del agua residual de lavado de piezas de una industria dedicada a la galvanoplastia. Con el fin de intensificar los procesos de remoción dentro de los prototipos se probaron dos sustratos: zeolita natural denominando los sistemas como PCW-Z y escoria metalúrgica (PCW-E), la elección de estos materiales se debe a que ambos presentan capacidad de remover metales pesados y además son considerados materiales económicos.

### Metodología

Se realizó la caracterización del agua residual de una industria galvanoplástica ubicada en la ciudad de San Luis Potosí, México, se tomaron nueve muestras de agua del proceso de lavado de piezas durante cuatro semanas, dichas muestras se analizaron por Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS) para determinar la concentración de iones  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Fe}_{\text{total}}$ ,  $\text{Cu}_{\text{total}}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}_{\text{total}}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Ag}^+$ ,  $\text{Au}^+$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  y  $\text{Al}^{3+}$ . Además, se analizaron las concentraciones de cobre, demanda química de oxígeno (DQO) y detergentes (medidas como sustancias activas al azul de metileno SAAMN) por métodos colorimétricos utilizando el equipo Espectrofotómetro DR 2800 de HACH siguiendo los métodos 8506, 8000 y 8028 del manual del equipo correspondientes a cada analito antes mencionado. Estos mismos métodos se utilizaron durante todo el periodo de pruebas de tratamiento. Adicionalmente se determinaron los sólidos suspendidos totales (SST) de acuerdo con el procedimiento descrito en la NMX-AA-034-SCFI-2001; finalmente se midió la alcalinidad por el método descrito en la NMX-AA-036-SCFI-200.

Los prototipos se diseñaron con una configuración de flujo vertical; se construyeron por triplicado para cada tipo de sustrato probado, es decir, tres contenían una mezcla de zeolita natural (clinoptilolita) y perlita (material inerte) en proporciones 70-30% respectivamente como sustrato, y otros tres contenían una mezcla de escoria metalúrgica (desecho minero), perlita y grava en proporción 40-40-20%.

Los prototipos fueron construidos con cubetas ovales con capacidad de 150 L y el volumen de la mezcla de materiales fue de 115 L aproximadamente, las tuberías del sistema de alimentación fueron construidas de PVC, colocando tres líneas perforadas sobre el sustrato para asegurar una mejor distribución del agua, en la parte inferior de la cubeta se dispuso un tubo perforado para la salida del efluente tratado. Los prototipos trabajaron con un sistema de recirculación de agua, por lo que cuentan con un solo tanque para la alimentación del influente y para la recepción del efluente tratado. El agua residual se alimentó por la parte superior de los prototipos a través de una bomba sumergible que se encontraba en el tanque de almacenamiento (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).



**Figura 1.** Diseño de los prototipos de humedales construidos tipo HFV.

Los PCWs se vegetaron con plantas de la especie *Phragmites australis*. Las plantas fueron distribuidas de forma homogénea en la superficie de los prototipos. Estas tuvieron un periodo de adaptación de tres meses, durante este periodo se alimentó una solución nutritiva compuesta por  $\text{KNO}_3$ ,  $\text{K}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HPO}_3$ ,  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  y  $\text{MgSO}_4$  (Steiner, 1984). Se monitoreó el pH y la conductividad eléctrica (CE) del agua con un equipo HQ40d HACH, además de la temperatura y humedad ambiental con una sonda portátil, el desarrollo de la planta por aumento de número de plantas y cambios visuales como color de hojas y tallos y el flujo y consumo de agua por métodos volumétricos. Con base en el monitoreo, los prototipos trabajaron a temperaturas ambientales máximas de  $30.9^\circ\text{C}$  y mínimas de  $16.6^\circ\text{C}$ , respecto a los valores de pH y CE los prototipos presentaron pH cercanos a la neutralidad y CE de  $8.43\text{ mS/cm}$  en los PCW-E y  $4.91\text{ mS/cm}$  en los PCW-Z, estos valores son derivados de la adición de solución nutritiva, así como de la naturaleza misma de los materiales.

Una vez que transcurrió el periodo de crecimiento se inició la alimentación de agua residual industrial. Para evitar daños severos en las plantas durante el arranque del tratamiento se suministraron diluciones del agua residual en 25 %, 50 %, 75 % v/v y finalmente sin diluir (100 %); las diluciones se realizaron con agua potable, cabe señalar que se ajustó el pH entre 7-7.5 para disminuir las afectaciones en las plantas por lo bajos pH que presenta el agua residual. De cada dilución y del agua cruda se alimentaron 2.0 L diariamente en cada humedal, cada cambio en el porcentaje de dilución se realizó semanalmente.

Para cada dilución se analizaron las concentraciones de cobre antes y después del tratamiento con el mismo método antes mencionado y se continuaron monitoreando los parámetros ambientales. En el caso del agua sin diluir se alimentó el mismo volumen diariamente durante 16 semanas, evaluando la capacidad de depuración de los prototipos a través de la concentración de cobre, DQO, sólidos suspendidos totales, alcalinidad y detergentes antes y después del tratamiento. Con base en los parámetros ambientales, al final del proceso de tratamiento los prototipos trabajaron con flujos promedio de 2.37 m<sup>3</sup>/d en el caso de los PCW-Z y 4.51 m<sup>3</sup>/d para los PCW-E.

## Resultados

### Caracterización del agua residual industrial.

El análisis realizado por ICP-MS mostró que los iones encontrados en mayor proporción fueron Cu<sub>total</sub>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Al<sup>3+</sup> y Fe<sub>total</sub> con concentraciones de 116.6, 78.2, 55.0, 27.6 y 18.7 mg/L, respectivamente. En la Tabla 1 se muestran los valores de la caracterización del agua residual. De acuerdo con estos datos el agua residual no cumple con la normatividad mexicana para la descarga al alcantarillado (NOM-002-SEMARNAT-1996) y la normatividad local aplicable para la industria galvanoplástica establecida por Norma Técnica Ecológica del estado de San Luis Potosí (NTE-SLP-AR-001/05).

Todos los parámetros están reportados en mg/L, en el caso de la acidez como mg CaCO<sub>3</sub>/L y la conductividad eléctrica CE (mS/cm). SST= Sólidos Suspendidos Totales, SAAM= Sustancias Activas al Azul de Metileno (como medida de los detergentes), DQO= Demanda Química de Oxígeno.

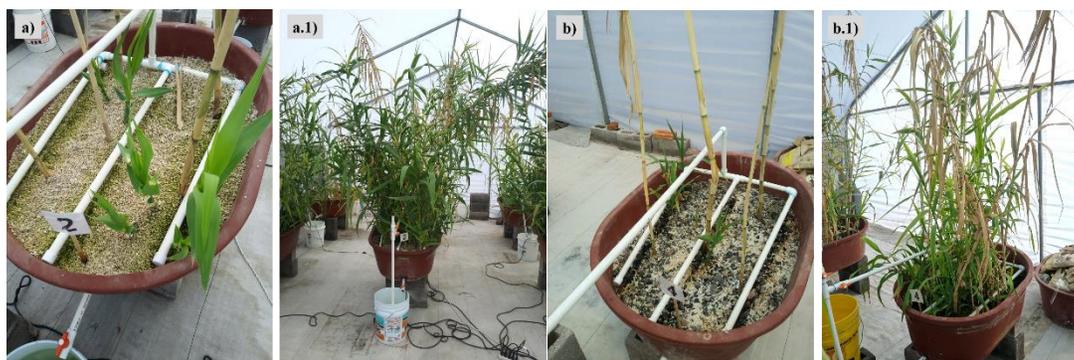
Comparando los valores de la Tabla 1 con otras referencias (Ghorpade y Ahammed, 2018; Qin *et al.*, 2018), se muestra que ninguna agua residual proveniente de la industria galvánica tiene las mismas características, ya que la composición varía respecto a los reactivos utilizado en el proceso de galvanizado y lavado de piezas, incluso las buenas prácticas que tenga el operario para realizar el lavado de las piezas pueden llegar a determinar la concentración en el agua residual de sustancias como los detergentes.

**Tabla 1.** Constituyentes del agua residual del lavado de piezas de la industria de galvanoplastia.

	SST	SAAM	Acidez	Cobre	DQO	pH	CE
Promedio	2842.7	13.9	5831.7	162.6	2286.1	1.71	23.6
Máximo	8398.5	28.4	10927	271.0	5025	2.06	35.8
Mínimo	544.0	5.10	2179.9	85.3	1025	1.38	12.4

### Periodo de adaptación de las especies vegetales.

Las plantas de *P. australis* presentaron mejor desarrollo en los prototipos de humedales construidos con zeolita como sustrato (PCW-Z) finalizando el periodo de adaptación con  $74 \pm 7$  plantas, caso contrario a los prototipos con escoria (PCW-E) que desarrollaron  $28 \pm 14$  plantas (Fig. 2a), se ha reportado el uso de este material como mejorador de suelo en la agricultura (Cárdenas-Garza & Rocha-Rios, 2021) ya que permite aprovechar de manera más eficiente los fertilizantes, en este caso la solución nutritiva, al liberarse de forma lenta y controlada los nutrientes en la rizósfera (Paredes, *et al.*, 2013). La diferencia en la población de plantas en cada PCW se reflejó en la variación en el consumo de agua bajo las mismas condiciones ambientales, los PCW-Z tuvieron un consumo promedio de 7.03 L/d y los PCW-E (prototipos de humedales construidos con escoria) de 3.88 L/d, estos valores resultan de interés para la implementación de humedales de descarga cero.



**Figura 1.** Desarrollo de *P. australis* durante el periodo de adaptación, a) PCW-Z inicio a.1) PCWZ final del periodo de crecimiento, b) PCW-E inicio, b.1) PCW-E final del periodo de crecimiento

### Tratamiento del agua residual del lavado de piezas galvánicas

Se observó una disminución en el flujo inicial y final durante periodo de tratamiento, esta característica se ha observado en otras pruebas a pequeña escala (prototipos), autores como Sochacki, *et al.*, (2014a) realizan tratamientos utilizando grava como sustrato, en su caso el flujo varió de 3.25 L/min a 2.00 L/min después de 33 semanas de tratamiento, estos cambios pueden deberse a los procesos de evapotranspiración y evaporación, así como a implicaciones técnicas

de los mismos sistemas, es decir, funcionamiento de bombas y tuberías (Galván, 2016). Asimismo, la diferencia de flujo en cada tipo de sustrato está dada por la granulometría de cada material, sumado a que el mayor número de plantas desarrolladas en la zeolita implica mayor presencia de raíces y por lo tanto una reducción de los espacios por donde el agua fluye.

Una vez que comenzó la adición del agua residual el crecimiento de las plantas en los PCW-Z no se vio afectado en las tres semanas correspondientes a la alimentación de diluciones, sin embargo, el número de plantas nuevas por semana se vio reducida respecto al periodo de adaptación, donde hubo de siete a ocho plantas nuevas por semana y una vez alimentada el agua residual sólo se observó un incrementó de tres plantas por semana. En los PCW-E hubo pérdida de dos plantas en promedio por semana una vez que se aplicó el agua residual.

Se observó una alta tolerancia de las plantas a la salinidad del agua residual, ya que los PCW-Z alcanzaron conductividades eléctricas de hasta 22.4 mS/cm presentándose únicamente decoloración en las hojas, en el caso de los PCW-E la planta se vio sustancialmente afectada, ya que más de la mitad de la población llegó a la marchitez, no obstante, los prototipos trabajaron con conductividades eléctricas de 41.6 mS/cm. Después de 16 semanas, en las cuales se adicionó agua residual (incluyendo las diluciones), se observó una importante disminución en el número de plantas en los PCW-E, donde al finalizar el proceso de tratamiento la población inicial cayó hasta cero. En el caso de los PCW-Z las plantas presentaron menores afectaciones, presentándose fluctuaciones en su número, finalizado el proceso de tratamiento con una pérdida de nueve plantas en promedio. Otras afectaciones observadas en las plantas fueron la pérdida de coloración en las hojas y la generación de lignificación en los tallos, sobre todo en las plantas más desarrolladas, además de un lento crecimiento de los brotes nuevos, cabe destacar que en los PCW-Z continuaron creciendo brotes nuevos durante todo el tratamiento (Fig 3a.1), la tolerancia de *P. australis* a aguas residuales metálicas coincide con otros trabajos, Ramírez *et al.*, (2019) menciona la pérdida de coloración en las hojas sin llegar a la marchitez total. Sun *et al.* (2013), observaron una disminución en el tamaño de las raíces y pérdida en la coloración pero un continuo crecimiento de hojas y brotes nuevos como resistencia a la toxicidad de los metales.

Los resultados de la medida de evaporación/consumo de agua muestran un mayor consumo de agua en los PCW-Z con un promedio de 3.31 L/d, con máximos de 7.71 L/d y mínimos de 0.7 L/d, por el contrario, los PCW-E presentaron evaporaciones promedio de 1.59 L/d, máximos de 4.20 L/d y mínimos de 0.0 L/d, esta diferencia puede deberse principalmente al número de plantas presentes en cada tipo de sustrato y en menor medida por la capacidad de almacenamiento del material. Este mismo comportamiento es observado en el trabajo de Galván (2016), quien menciona que la presencia de plantas favorece la pérdida de agua en el sistema por la vía de la evapotranspiración más que los sistemas que solo realizan evaporación, es decir, los sistemas donde no tienen plantas.



**Figura 2.** Cambios en el número y coloración de las plantas al inicio y al final del tratamiento. a) inicio de los PCW-Z, a.1) fin de los PCW-Z, b) inicio de los PCW-E, b.1) fin de los PCW-E.

Comparando el grado de consumo de agua durante el periodo de adaptación y tratamiento, se pudo observar una disminución del 52.9 % en los PCW-Z y un 59.5 % en los PCW-E, esto puede deberse, primero a que durante la adaptación el consumo de agua por las plantas en crecimiento y los nuevos brotes fue mayor y segundo por un mecanismo de defensa, ya que al estar en contacto la planta con agua residual alta en sales se reduce la entrada de este tipo de agua para mantener la presión osmótica en sus tejidos. Otros trabajos como el de Ramírez *et al.*, (2019) reportan evaporaciones promedio de 9.7 mm/d utilizando *Phragmites sp.*, como especie vegetal, este mismo autor menciona que otras fuentes han reportado de 2.0 a 30.9 mm/d, en este caso se tuvieron promedios de 55.0 mm/d en PCW-Z y 26.9 mm/d en PCW-E.

Para evaluar la relación del consumo de agua con las condiciones climáticas del invernadero se realizó un análisis de correlación de las variables implicadas, los resultados muestran que la humedad y la temperatura se encuentran relacionadas en su variación ( $r = -0.7747$ ), la evaporación en los PCW-Z no tiene relación con la temperatura y la humedad del invernadero ( $r = 0.2670$  y  $r = -0.2578$ , respectivamente), este mismo comportamiento se observó en los PCW-E ( $r = 0.3706$  temperatura y  $r = -0.3207$  humedad), los valores más altos en los PCW-E pueden deberse al menor número de plantas, por lo que se puede decir entonces que la evaporación está

relacionada con el número de plantas en los prototipos y no en las condiciones climáticas en el invernadero. Ramírez *et al.*, (2019) reportan que los valores de evaporación están estrechamente relacionados con la altura de la planta, esto debido al oasis o al efecto de advección debido que se genera por la gran altura de las macrófitas y al tamaño relativamente pequeño de las unidades piloto.

### Resultados de la depuración del agua residual de la industria galvánica

Durante el periodo de arranque (alimentación con diluciones) se obtuvieron altas eficiencias en la remoción de cobre (Tabla 2), los resultados coinciden con otros trabajos (Sochacki *et al.*, 2014 y Sudarsan *et al.*, 2015), en el trabajo realizado por Sochacki *et al.* (2014) donde se prueban humedales para tratar agua de la industria galvánica se obtuvieron porcentajes de 97.4 % en este caso de 96.7 %.

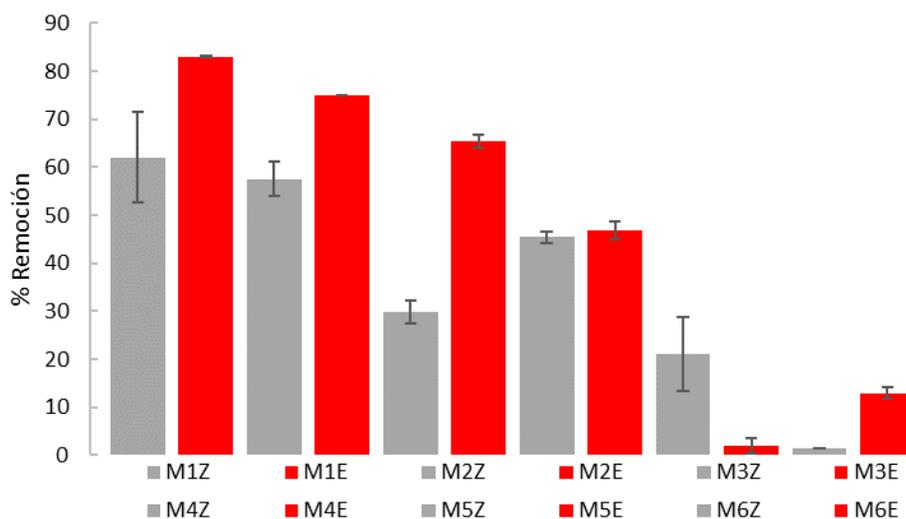
**Tabla 2.** Porcentajes de remoción de cobre a diferentes concentraciones

Dilución v/v	[Cu <sup>2+</sup> ] mg/L]	% Remoción		Dilución v/v	[Cu <sup>2+</sup> ] mg/L]	% Remoción	
		Zeolita	Escoria metalúrgica			Zeolita	Escoria metalúrgica
25%	28.6	51.0	77.3	75%	88.0	94.9	97.5
50%	74.6	90.8	96.2	100%	87.0	95.8	96.7

1 semana de tratamiento por cada dilución.

Se puede observar en la Tabla 2 que los porcentajes de remoción incrementan conforme incrementa la concentración de cobre, este comportamiento es observado en diferentes materiales adsorbentes (Ibrahimi & Sayyadi, 2015). Entre el agua diluida al 75 % y el agua sin diluir las concentraciones de cobre inicial no cambian significativamente por lo tanto la eficiencia de remoción también presenta valores similares. Otros autores (Sudarsan, *et al.*, 2015) reportan remociones cercanas al 100 % con diluciones del 50 % a dos días de operación, en este caso se obtuvieron porcentajes superiores al 90 % para un periodo de una semana.

Una vez que se trató el agua residual sin dilución, se tomaron muestras quincenalmente para evaluar la remoción tanto de cobre como del resto de los contaminantes de interés. En la Figura 4 se muestran los valores de la remoción de cobre para cada sustrato, los PCW-E presentaron mayores porcentajes de remoción en cada quincena, fue hasta el final del proceso donde las eficiencias de cada sustrato fueron prácticamente iguales y para la quinta quincena la remoción cayó significativamente para ambos sustratos, especialmente en los PCW-E donde la remoción fue casi nula, al final del proceso los PCW-Z presentaron eficiencias muy bajas, es decir, los sistemas fueron saturados.



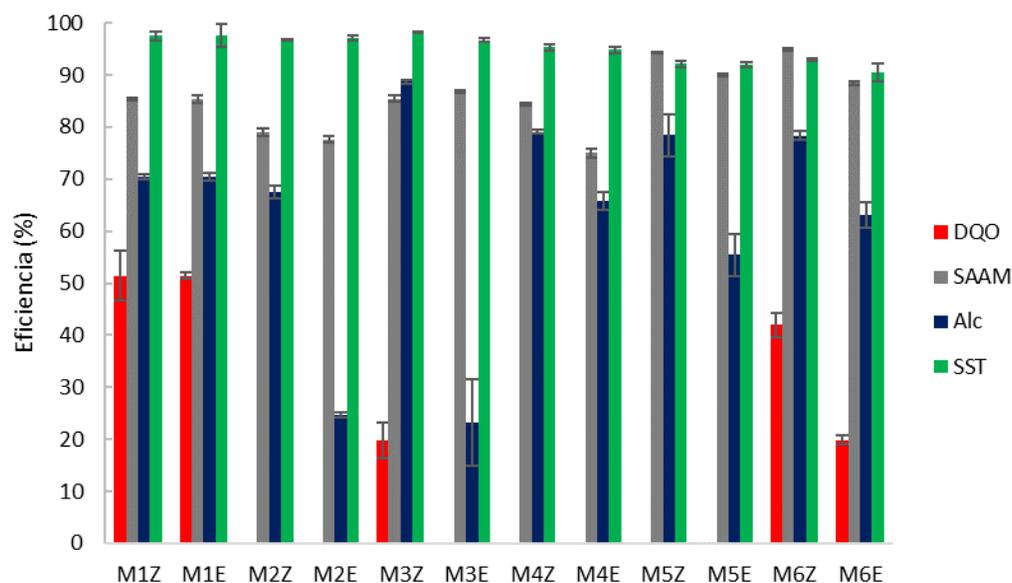
**Figura 4.** Remoción de cobre por PCW con sustrato de zeolita y escoria M1Z (muestra 1 zeolita), M1E (muestra 1 escoria).

En el caso del resto de los constituyentes del agua residual las eficiencias de remoción se muestran en la Figura 5, las eficiencias para parámetros como SST y SAAM se pueden considerar altas, para los SST se alcanzaron los límites máximos permisibles establecidos en las normas, con promedios de 64.0 mg/L para los PCW-Z y 87.0 mg/L para los PCW-E. Respecto a las SAAM los porcentajes de remoción también se mantuvieron constantes durante todo el proceso, las concentraciones finales no alcanzan los límites de la normatividad durante todo el tratamiento, sin embargo, las remociones son bastante considerables pues al final del proceso se obtuvieron concentraciones promedio de 0.40 mg/L para los PCW-Z y 0.95 mg/L para los PCW-E con eficiencias de 95.1 % y 94.8 %, respectivamente.

En el caso de la DQO se alcanzaron eficiencias cercanas al 50% en la primera quincena de tratamiento, sin embargo, durante los siguientes muestreos la eficiencia de remoción disminuyó significativamente hasta ser nula, esto puede deberse a la acumulación de sales en el agua reflejada en las medidas de conductividad eléctrica.

Las eficiencias alcanzadas al inicio del tratamiento y las reportadas por otros autores indican la capacidad de depuración de los CW ante los metales pesados como el cobre, You, *et al.*, (2014) concluye que los CWs son altamente eficientes en la eliminación de  $\text{Cu}^{2+}$  y que dicho sistema podría desarrollarse para la descontaminación de aguas residuales de la galvanoplastia y otras aguas residuales industriales contaminadas por cobre. Sin embargo, la saturación de los sustratos con otras sustancias presentes en el agua residual real y la acumulación de otros iones provenientes de la

solución nutritiva disminuyen la eficiencia. Sochacki *et al.*, (2014) menciona que la adición de sustancias para promover el funcionamiento de los humedales (en su caso lactatos como fuente de carbono) tiene la desventaja de incrementar la DQO inicial del efluente, sin embargo, este problema no debe considerarse sin comparar el efecto de no adicionar nutrientes extremos a los humedales.



**Figura 5.** Eficiencias obtenidas en los PCWs para diferentes parámetros (M1Z muestra 1 zeolita, M1E muestra 1 escoria).

Respecto a la comparación entre la población de plantas, a pesar de que estas son una característica inherente a los humedales, solo una fracción menor de los contaminantes es removida por ellas, ya que como se mencionó anteriormente los PCW-E al final del proceso no presentaban población de plantas, sin embargo, las eficiencias fueron mayores respecto a los PCW-Z los cuales tenían una población promedio de 75 plantas. En los experimentos realizados por Sochacki *et al.*, (2014) muestran que las diferencias entre la eliminación de  $\text{Cu}^{2+}$  en las columnas plantadas y no plantadas llenas de grava o turba son menores o iguales al 1%, este mismo hecho coincide con lo reportado por Mant *et al.*, (2006). Por lo tanto, ni los procesos bióticos ni abióticos que ocurren en las columnas plantadas no fueron afectados significativamente por las plantas, lo que deja ver la importancia de las interacciones del contaminante con el sustrato.

Finalmente, además de la saturación del sustrato, otro de los factores que pudo haber afectado la disminución en la eficiencia de remoción son las altas concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  presentes en la

solución, ya que este fue añadido tanto en la solución nutritiva como al momento de ajustar el pH con  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . Ouki & Kavannagh (1997) reportan que a concentraciones de calcio inferiores a 400 mg/L el efecto sobre la eficiencia de eliminación fue insignificante para los metales como el cobre. Sin embargo, se observó una disminución drástica en la eficiencia de eliminación, de más del 98% a casi cero, cuando las concentraciones de calcio excedieron los 1000 mg/L. Estos hallazgos sugieren que a altas concentraciones ( $> 1000$  mg/L) el calcio puede ser un catión competidor importante para el intercambio iónico y, en consecuencia, podría afectar significativamente el rendimiento de eliminación de zeolitas para metales pesados. Es por lo que, al inicio del proceso de tratamiento, especialmente con zeolitas, se obtuvieron buenas eficiencias hasta la saturación del sustrato con iones como el calcio.

### Conclusiones

El desarrollo de la planta resultó más eficiente utilizando zeolita como sustrato, como consecuencia se presentó una mayor tasa en el consumo de agua respecto a los prototipos con escoria. Basados en la correlación de los datos climáticos y el número de plantas se concluye que este último es el factor más importante en los procesos de evaporación de agua en los prototipos de humedales construidos. Dentro de esta misma línea el valor del consumo de agua disminuyó a lo largo del tratamiento presentándose como mecanismo de defensa por parte de la planta a los constituyentes del agua residual.

La conductividad eléctrica fue una de las principales limitaciones que se detectaron en la eficiencia del tratamiento. La zeolita presentó valores más bajos en este parámetro debido a su capacidad como intercambiador iónico y una mayor presencia de plantas, sin embargo, esto generó una disminución en las eficiencias de eliminación del cobre. Es necesario evaluar el proceso de tratamiento sin la adición de solución nutritiva para tener datos de este parámetro sin interferencias por otros iones.

De forma general se concluye que los PCW fueron efectivos en la eliminación de cobre a bajas concentraciones, presentándose eficiencias mayores al 90% en las primeras cuatro semanas de tratamiento. La aplicación prolongada de altas concentraciones de contaminantes generó una saturación de los prototipos disminuyendo la eficiencia de depuración. Después de la semana 16 de tratamiento las remociones fueron de un 10% en promedio para ambos sustratos.

En el caso del resto de los parámetros, las eficiencias para SST y detergentes se pueden considerar altas, para los SST se alcanzaron los límites máximos permisibles establecidos en las normas, respecto a los detergentes los porcentajes de remoción también se mantuvieron constantes durante todo el proceso.

En el caso de la DQO se obtuvieron eficiencias máximas del 50% en las primeras 6 semanas de tratamiento, no obstante, durante los siguientes muestreos la eficiencia de remoción disminuyó significativamente hasta ser nula. Se obtuvieron mejores remociones de cobre utilizando escoria metalúrgica como sustrato, bajo estos resultados se observó que las plantas no representan el principal componente de los humedales para la remoción de metales. Sin embargo, estas fueron de utilidad en la remoción de los sólidos y los detergentes. Además, se presentó mayor consumo de agua en los sistemas plantados, lo que representa una ventaja al momento de desarrollar humedales de descarga cero.

## Referencias

- Argüello, C. (2017). *Geopolítica del Cambio Climático, aportes y desafíos para los países que conforman el Sistema de la Integración Centroamericana*. Puebla, Puebla, México: Tesis realizada en la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla Facultad de Economía Centro de Estudios del Desarrollo Económico y Social.
- Barakat, M. (2011) New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, **4**(4), 361–377.
- Cárdenas-Garza, Rocha-Ríos. (2021) Evaluación sistemática de la tecnología de tratamiento fisicoquímico a base de zeolitas de las aguas residuales generadas por el rastro TIF de Villahermosa Tabasco. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **14**(4) 1350-1367.
- Deister, F., Barbosa, C., Costa, S., Henrique, E. (2021) Feasibility study of constructed wetlands for the treatment of dairy effluents. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **14**(1), 176-193.
- Galizia, J. (2008) Water resources in the future: problems and solutions. *Estudios Avanzados*, **22**(63), 7-16.
- Galván, J. L. (2016) Evaluación de sistemas de humedales construidos para la disminución de la concentración de metales pesados generados por los drenajes ácidos de minería. Pereira, Colombia: Universidad Tecnológica de Pereira.
- Ghorpade, A., Ahammed, M. (2018) Water treatment sludge for removal of heavy metals from electroplating wastewater. *Environmental Engineering Research*, **23**(1), 92-98.
- González-Pereyra, D. (2020) *Evaluación de del tratamiento convencional y no convencional del agua residual de una industria de electroplating*. San Luis Potosí, San Luis Potosí , México: Tesis realizada en la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Centro de Investigación y Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería.
- Ibrahimi, M., Sayyadi, A. (2015) Application of natural and modified Zeolites in removing heavy metal Cations from aqueous media: an overview of including parameters affecting the process. *International Journal of Geology, Agriculture and Environmental Sciences*, **3**(2), 1-7.
- Lara-Borrero, J. (1999) Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales. Barcelona: Universidad Politécnica de Cataluña, Máster en ingeniería y gestión ambiental.
- Mant, C., Costa, S., Williams, J., Tambourgi, E. (2006) Phytoremediation of chromium by model constructed wetland. *Bioresource Technology*, **97**(15), 1767-1772.
- Moreira, F. D., Saraiva, C. B., Bottrel, S. E., Dias, E. H. (2021). Feasibility study of constructed wetlands for the treatment of dairy effluents. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **14**(1), 176-193.
- Ouki, S., Kavannagh, M. (1997) Performancen of natural zeolites for the treatment of mixed metal-contaminated effluents. *Waste Management & Research*, **15**(38), 383–394.

- Paredes, R., María, A., Osuna, A., Alamilla, P., Mandujano, A. (2013) *Alternativa ecológica y económica para la agricultura de temporal en México*. INIFAP Folleto No. 19. Centro de Investigación Regional Centro Campo Experimental Bajío Celaya, Guanajuato. ISBN: 978-607-37-0014-6
- Qin, X., Chai, M., Ju, D., Hamamoto, O. (2018) Investigation of plating wastewater treatment technology for chromium , nickel and copper Investigation of plating wastewater treatment technology for chromium , nickel and copper. *Earth Environ. Sci.*, **191**, 1-8.
- Ramírez, S., Torrealba, G., Lameda-Cuicas, E., Molina-Quintero, L., Stefanakis, A., Piresierra, M. (2019) Investigation of pilot-scale constructed wetlands treating simulated pre-treated tannery wastewater under tropical climate. *Chemosphere*, **234**, 496–504.
- Ríos, J., Posadas, J., Uribe, J. (2011) Revisión e identificación de tratamientos para la determinación del potencial de recirculación de aguas residuales industriales. *Revista Investigaciones Aplicadas*, **5(2)**, 59-72.
- Sochacki, A., Surmacz-Górska, J., Faure, O., Guy, B. (2014) Polishing of synthetic electroplating wastewater in microcosm upflow constructed wetlands: Metals removal mechanisms. *Chemical Engineering Journal*, **242**, 43-52.
- Sochacki, A., Surmacz-Górska, J., Faure, O., & Guy, B. (2014a) Polishing of synthetic electroplating wastewater in microcosm upflow constructed wetlands: Effect of operating conditions. *Chemical Engineering Journal*, **237**, 250-258. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.10.015>
- Steiner, A.A. (1984) The Universal nutrient solution. In: *Proceedings 6<sup>th</sup>. International Congress on Soilless Culture*. Wageningen, The Netherlands.
- Sudarsan, J., Deeptha, V., Maurya, D., Goel, M., Ravi Kumar, K., Das, A. (2015) Study on treatment of electroplating wastewater using constructed wetland. *Nature Environment and Pollution Technology*, **14(1)**, 13632-13644.
- Sun, H., Wang, Z., Gao, P., Liu, P. (2013) Selection of aquatic plants for phytoremediation of heavy metal in electroplate wastewater. *Acta Physiologiae Plantarum*, **35(2)**, 355-364.
- Vymazal, J. (2014) Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, **73**, 724-751.
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Liu, H. (2015) A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, **175**, 594-601.
- Yadav, A., Abbassi, R., Kumar, N., Satya, S., Sreekrishnan, T., Mishra, B. (2012) The removal of heavy metals in wetland microcosms : Effects of bed depth, plant. *Chemical Engineering Journal*, (211-212), 501-507.
- You, S., Zhang, X., Liu, J., Zhu, Y., Gu, C. (2014) Feasibility of constructed wetland planted with *Leersia hexandra* Swartz for removing Cr, Cu and Ni from electroplating wastewater. *Environmental Technology*, **35(2)**, 187-194.