

Chromium removal by *Eleocharis montevidensis* and *Scirpus americanus* in combination with *Eichhornia crassipes* in a hybrid artificial wetland system for tannery effluent in the Río Seco Industrial Park, Arequipa – Peru.

Gerby Giovanna Rondán-Sanabria, PhD.¹ Edgar Santiago Flores Sacsí, Lic.¹, Anyela Keith Delgado Salas, Bachiller¹, Edwar Andrés Velarde Allazo, MSc.¹ Javier Mendoza-Montoya, MSc¹.

¹Universidad Tecnológica del Perú, Arequipa-Perú. C16238@utp.edu.pe, u18211302@utp.edu.pe, u17205902@utp.edu.pe, evelarde@utp.edu.pe, c21195@utp.edu.pe

Abstract– The contamination of water and soil by tannery waste in Arequipa, Peru, has become a problem due to the discharge of pollutants, especially chromium, into the drainage system, which may threaten the health of nearby human settlements. Therefore, the research aims to determine phytoremediation efficiency (using *Eleocharis montevidensis*, *Scirpus americanus*, and *Eichhornia crassipes*) in removing chromium from tannery effluents using artificial wetland systems that combine different plant species. Physicochemical parameters and plant responses were measured before and after treatment. The study demonstrated that chromium removal efficiency was 99.6% after seven days of treatment with the wetlands. Additionally, the concentration of hexavalent chromium did not exceed 0.02 ppm after treatment. It was observed that *Scirpus* acclimatized better to chromium stress and tannery effluent than *Eleocharis*, while the species *Eichhornia* did not show significant changes.

Keywords: Chromium removal, wetlands, phytoremediation, wastewater remediation.

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

Remoción de Cromo por *Eleocharis montevidensis* y *Scirpus americanus* en combinación con *Eichhornia crassipes* en un sistema de humedales artificiales híbridos para efluentes de curtiembre del Parque Industrial Río Seco, Arequipa – Perú.

Gerby Giovanna Rondán-Sanabria, PhD.¹ Edgar Santiago Flores Sacsí, Lic.¹, Anyela Keith Delgado Salas, Bachiller¹, Edwar Andrés Velarde Allazo, MSc.¹ Javier Mendoza-Montoya, MSc¹.

¹Universidad Tecnológica del Perú, Arequipa-Perú. C16238@utp.edu.pe, u18211302@utp.edu.pe, u17205902@utp.edu.pe, evelarde@utp.edu.pe, c21195@utp.edu.pe

I. INTRODUCCIÓN

Resumen- La contaminación del agua y el suelo por los desechos de las curtiembres en Arequipa, Perú, ha creado un problema debido a la descarga de contaminantes, especialmente cromo, en el sistema de desagüe, lo que puede amenazar la salud de los asentamientos humanos cercanos. Por lo tanto, la investigación busca determinar la eficiencia de la fitorremediación (sistemas de *Eleocharis montevidensis* y *Scirpus americanus* y *Eichhornia crassipes*) en la eliminación de cromo de los efluentes de curtiembre, utilizando sistemas de humedales artificiales que combinan diferentes especies de plantas. Los parámetros fisicoquímicos y la respuesta de las plantas se midieron antes y después del tratamiento. El estudio demostró que la eficiencia de remoción de cromo fue del 99,6% después de 7 días de tratamiento con los humedales. Además, la concentración de cromo hexavalente no superó los 0,02 ppm después del tratamiento. Se observó que *Scirpus* se aclimató mejor al estrés del cromo y al efluente de curtiembre que *Eleocharis*, mientras que la especie *Eichhornia* no mostró cambios significativos.

Palabras clave: Remoción de cromo, humedales, fitorremediación, remediación de aguas residuales.

Los humedales artificiales son sistemas de tratamiento de aguas residuales que utilizan procesos físicos, químicos y biológicos en combinación con especies vegetales y microorganismos que se encuentran alrededor de las raíces. Estos humedales se utilizan comúnmente para tratar aguas residuales de diversos orígenes, incluyendo municipales, industriales y agrícolas, y pueden ser efectivos en la eliminación de metales pesados a través de la absorción de plantas o la adsorción en el sustrato [1]. Los humedales artificiales son una tecnología amigable con el medio ambiente y su implementación, mantenimiento y manejo es de bajo costo. Sin embargo, las aguas residuales generadas por la industria curtidora son una fuente potencial de contaminación debido a su alto contenido de sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales, sulfuros, ion Cr^{3+} y nitratos [2].

El uso de humedales artificiales para la fitorremediación es una forma efectiva de eliminar metales pesados de suelos y agua contaminados. Aumentar el pH del suelo puede inmovilizar los contaminantes de metales pesados, causando una disminución en su solubilidad. El pH es un factor crucial en la disponibilidad y solubilidad de metales como Cd, Cu, Ni y Zn en el suelo [3]. Según [4] el pH del agua residual es un parámetro importante para la eliminación de cromo, el cual antes del tratamiento era alcalino y después disminuyó en un 26.37% del valor inicial.

Diferentes estudios han utilizado humedales artificiales con la especie vegetal acuática *Eichhornia crassipes* para demostrar su capacidad de acumular metales pesados como el As, Pb y Cd en sus raíces, tallos y hojas después de solo 6 días de tratamiento [5]. Además, se ha observado que esta especie mejora la nitrificación y reduce la carga de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) [6] El mismo autor indica que, al usar un sistema de

flujo libre, se produce una alta remoción de nitrógeno y fosfatos, pero una disminución de la DBO y DQO [6].

Además, se ha demostrado que las especies del género *Eleocharis* son eficientes en la remoción de As [3]. De acuerdo con [7], al utilizar *Eleocharis* para la eliminación de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), se observó una mayor degradación por la acción de microorganismos en la rizosfera. Esto se debe a que la *Eleocharis* exuda nutrientes que favorecen el crecimiento de estas rizobacterias, en comparación con el control.

El género *Scirpus* ha demostrado ser eficiente en la descontaminación de efluentes de la industria del papel y de Sagú. En estudios realizados, se observó que después de 95 días de tratamiento para el efluente de la industria del papel y 15 días para el de Sagú, se logró una depuración efectiva de DQO, colorantes y sólidos suspendidos [8] [9].

La eficiencia de la fitorremediación depende de factores como el tiempo de retención hidráulica y las condiciones del ambiente para el crecimiento de las plantas y microorganismos. Los tiempos de retención hidráulica de 3 y 7 días han mostrado ser efectivos para la remoción de fósforo y cromo en aguas residuales [10], mientras que el crecimiento adecuado de las plantas y microorganismos es crucial para una óptima degradación de los contaminantes [11].

El género *Scirpus* ha demostrado ser eficiente en la descontaminación de efluentes de la industria del papel y de Sagú. En estudios realizados, se observó que después de 95 días de tratamiento para el efluente de la industria del papel y 15 días para el de Sagú, se logró una depuración efectiva de DQO, colorantes y sólidos suspendidos [17,18].

La industria de curtiembre genera una gran carga contaminante en sus efluentes debido al uso de productos químicos en el tratamiento de las pieles. Estos efluentes superan los valores permisibles según los estándares nacionales de calidad ambiental para el agua, lo que genera una alta contaminación en el medio ambiente. Por lo tanto, esta investigación emplea plantas acuáticas del género *Eichhornia crassipes*, *Scirpus americanus* y *Eleocharis montevidensis*, resistentes a la contaminación para remover metales pesados (cromo), empleando humedales artificiales híbridos.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

A. Material y reactivos.

Se recolectaron las especies *Scirpus americanus*, *Eleocharis montevidensis* y *Eichhornia crassipes* de diferentes distritos en la provincia de Arequipa. Fueron trasladadas al laboratorio y lavadas para eliminar restos vegetales y organismos parásitos. Los estolones rizomatosos de *Scirpus americanus* y *Eleocharis montevidensis* fueron sembrados en contenedores de 4 litros con sustrato inerte para su aclimatación.

Se recolectaron muestras de aguas residuales en el parque industrial de Rio Seco en el Distrito de Cerro Colorado, Arequipa-Perú. Las muestras se tomaron de las diferentes etapas del proceso de curtido y se formó un compuesto de 18 litros tomando 3 litros de cada etapa. Este material se etiquetó y almacenó para su posterior análisis.

Todos los reactivos químicos empleados para este estudio fueron de grado analítico y fueron adquiridos de Sigma Aldrich, EE. UU, todas las soluciones fueron preparadas con agua desionizada.

B. Diseño experimental de los humedales artificiales

Se utilizó un Diseño Completamente Randomizado (DCR) en el diseño experimental, con la aplicación de dos tratamientos: uno que consistió en una combinación de *Eleocharis montevidensis* (entrada) y *Eichhornia crassipes* (salida), y otro que consistió en una combinación de *Scirpus americanus* (entrada) y *Eichhornia crassipes* (salida). También se incluyó un grupo control, que constaba únicamente de sustrato en el primer nivel y agua en el segundo nivel, sin especies vegetales, con tres repeticiones para cada tratamiento. Este experimento se llevó a cabo entre agosto y diciembre del 2022, las condiciones del estudio fueron a temperatura ambiente y expuesto a la intemperie.

Se colocó una capa de grava gruesa en la entrada y salida de los contenedores para facilitar la distribución del efluente. El sistema se alimentó a través de un tanque elevado que se conectó a través de una llave de paso para recibir el efluente por gravedad. El efluente se retuvo en el sistema durante 7 días y luego se evacuó. Después de cada evacuación, se repuso el nivel del agua en los humedales con agua corriente hasta su valor inicial y se reintrodujo en el sistema del humedal.

C. Determinación de cromo total y cromo hexavalente

Se determinó la concentración de cromo hexavalente utilizando el método colorimétrico con el reactivo de difenilcarbazida por espectrometría (Rochester, NY USA, Genesys 10 UV). La lectura de absorbancia a 540 nm se realizó siguiendo el protocolo de la Asociación Americana de Salud Pública (APHA) [12]. Por otro lado, para medir la concentración total de cromo se utilizó espectroscopía de absorción atómica (marca Thermo scientific, modelo Ice 3000).

D. Determinación de DBO y DQO

Los parámetros de calidad del agua, como la DBO y DQO, se analizaron empleando métodos estándar [49]. Se utilizó la prueba de DBO de 5 días (5210 B) mediante la técnica de reflujo cerrado para realizar el análisis de DBO antes y después del tratamiento. Se usaron dos botellas de DBO, una se analizó para determinar el oxígeno disuelto inicial (OD) y la otra se incubó durante 5 días a 20°C antes de medir el OD

final. El porcentaje de adsorción de DBO se evaluó utilizando la ecuación S1.

$$\text{DBO Adsorción (\%)} = \frac{C_o - C_f}{C_o} \times 100 \quad (S1)$$

Donde C_o y C_f son los valores de OD antes y después del tratamiento.

Para analizar la DQO antes y después del tratamiento, se utilizó la técnica de reflujo cerrado. Se mezcló una muestra diluida de 3 mL con 2 mL de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) y 4 mL ácido sulfúrico para realizar la digestión. Luego, la mezcla se digirió en un digestor de DQO Hach durante 2 horas a 150 °C [49, 51]. La DQO se midió con un espectrofotómetro HACH DR 2800 y se calculó el porcentaje de adsorción de la DQO mediante la ecuación S2.

$$\text{DQO Adsorción (\%)} = \frac{\text{COD}_o - \text{COD}_f}{\text{COD}_o} \times 100 \quad (S2)$$

Donde COD_o y COD_f son la DQO inicial y final de las aguas residuales textiles.

E. Determinación de sólidos suspendidos totales (SST)

Para medir los sólidos suspendidos totales (SST), se requiere una muestra de 250 ml que se filtra con papel filtro especial al vacío. Después de homogeneizar la muestra y tomar un volumen conocido en un punto representativo, se debe lavar el filtro tres veces y succionar durante tres minutos adicionales. Luego, se debe secar y pesar el filtro repetidamente hasta que el peso sea constante o haya una variación menor al 4% de la última pesada o menor a 0.5 mg. Las pruebas deben realizarse por duplicado en al menos el 10% de las muestras, y el cálculo de los SST se obtiene dividiendo la diferencia de peso entre el filtro antes y después de la muestra entre el volumen de la muestra.

F. Determinación de la biomasa en materia seca (BMS)

Para determinar la biomasa en materia seca (BMS) de las especies vegetales, se emplea el método destructivo que consiste en cosecharlas y separar sus partes aéreas de las raíces, previa eliminación de las partes necrosadas. Las muestras se pesan para obtener su peso fresco, se colocan en sobres de papel y se someten a un proceso de secado en una estufa a 80° C durante 24 horas. Luego se pesan nuevamente para obtener el peso seco de la muestra.

III. RESULTADOS E DISCUSIÓN

Las concentraciones iniciales de los parámetros microbiológicas y fisicoquímicas del agua residual de la curtiembre de Río Seco en Arequipa están mostradas en la Tabla 1. Esta agua residual inicialmente tubo una apariencia muy turbia de color marrón oscuro con un olor muy desagradable.

Se observa que las concentraciones en la tabla 1 exceden los límites máximos permisibles (LMP) por la normativa Ambiental [15]. Según un informe del Ministerio del Ambiente, las industrias de curtiembre representan el 53% del Parque Industrial de Río Seco, pero no cuentan con los recursos necesarios para construir plantas de tratamiento primario para los efluentes debido a que son en su mayoría pequeñas y medianas empresas o informales [16].

Tabla 1: Concentración inicial de los parámetros fisicoquímicos del efluente de las aguas residuales de río seco en Arequipa-Perú

Análisis químico	Efluente de proceso de curtiembre (agua residual)
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	3835 mg/L
Cromo total	807 mg/L
Cromo hexavalente	<0,02 mg/L
Demanda química de oxígeno (DQO)	20920 mg/L
Sólidos suspendidos totales (SST)	17,48 mg/L

Las industrias de curtiembre generan una carga contaminante en sus efluentes debido al uso de productos químicos en el tratamiento de pieles, lo que provoca un problema ambiental. Los estándares nacionales de calidad ambiental establecen valores permitidos de 0.1mg/L para el Cr, 15mg/L para la DBO y 40mg/L para la DQO en la categoría 3, los cuales son superados por los efluentes de las industrias de curtiembre y causan una alta contaminación [17].

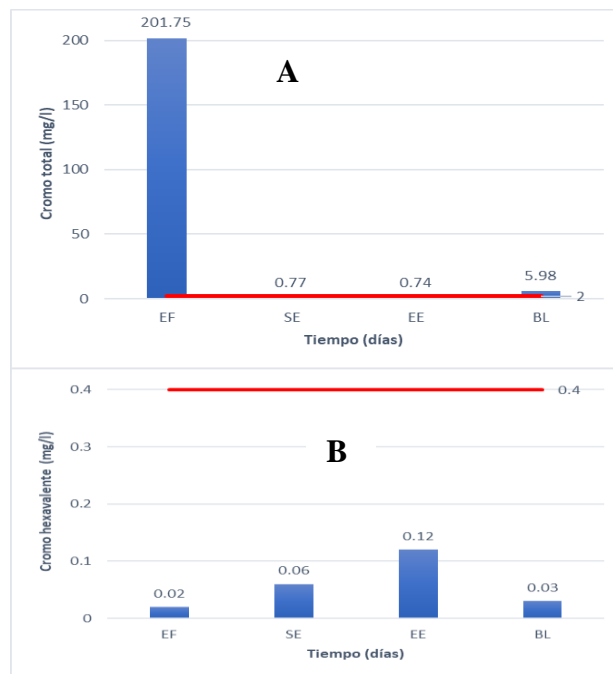


Figura 1: Medida de la concentración de los parámetros fisicoquímicos para evaluar la remoción de cromo en aguas residuales de curtiembre. A: cromo total, B: cromo hexavalente.

EF: Efluente del agua residual de curtiembre (0 días)
 SE: *Scirpus americanus* y *Eichhornia crassipes* (7 días)
 EE: *Eleocharis montevidensis* y *Eichhornia crassipes* (7 días)
 BL: Control o blanco (7 días)

Se diluyó el efluente total en una proporción de 1:4 para los tratamientos, lo que resultó en una concentración inicial de 201,75 mg/L o ppm, superando los límites permitidos. El sistema de humedales se utilizó para tratar el efluente, con la expectativa de que las raíces y hojas del humedal absorbieran nutrientes y cromo del agua, disminuyendo así la concentración de cromo. Los microorganismos en el sustrato del humedal también utilizarían el cromo como fuente de energía para llevar a cabo procesos biológicos que contribuyen a su eliminación. La hipótesis se verificó después de siete días de tratamiento, realizando análisis de parámetros fisicoquímicos en los sistemas de humedales (Figura 1).

En la figura 1A se observa que después de 7 días de tiempo de retención hidráulica del efluente en los humedales artificiales, se observa que en el sistema SE, la concentración de cromo total disminuye hasta 0.77 ppm logrando una eficiencia de remoción de cromo de 99.62 %; para el caso del sistema EE la concentración de cromo varía de 201.75 ppm hasta 0.74 ppm llegando a una eficiencia de 99.63%.

Los resultados indican que los humedales artificiales están llevando a cabo el proceso de fitoextracción de cromo en los sistemas SE y EE. Según la literatura, el cromo se absorbe mediante difusión a través de la membrana plasmática de las células radicales, utilizando el modelo de absorción del ion Fe^{+3} , ya que ambos presentan radios iónicos similares, y se inmoviliza en la vacuola. También puede oxidarse a Cr^{+6} y transportarse a través de la membrana celular para su inmovilización en la vacuola [17]. El cromo bioacumulado se transloca hasta las hojas, donde se acumula en las vacuolas. Además, el sustrato puede adsorber cromo debido a su capacidad de intercambio catiónico, favoreciendo la retención de Cr^{+3} , la especie más estable [1], [18], [19]. Estos hallazgos se confirman con la disminución del cromo en el blanco, que aún se encuentra por encima de los límites permitidos, a 5,98 ppm.

La Figura 1B muestra la disminución del cromo VI a lo largo del tiempo, partiendo de un valor inicial (efluente sin diluir) por debajo del LMP indicado por la norma. Después de siete días de tratamiento, la concentración de cromo hexavalente se mantiene por debajo del LMP en ambos sistemas SE y EE. En el sistema SE, la concentración de Cr^{+6} aumenta ligeramente debido a la acidificación de la rizósfera [4], [5], mientras que en el sistema EE, se está realizando la oxidación de Cr^{+3} a Cr^{+6} . La concentración de cromo hexavalente en el blanco se observa un incremento de 0,01.

Por tanto, estos datos abren caminos para continuar la investigación para determinar la cantidad de cromo que el sustrato puede retener a largo plazo, evaluar su capacidad para retener otros metales pesados y analizar las partes de la planta utilizadas en el proceso de fitoextracción del cromo para determinar su eficiencia en la reducción de la concentración de cromo en el agua. Además, se debe evaluar la capacidad de la planta para tolerar altas concentraciones de cromo y acumularlo en diferentes partes de la planta. Si se encuentran

resultados positivos, el sustrato y la planta podrían ser utilizados como estrategias de biorremediación para eliminar varios contaminantes del agua.

La Figura 2A ilustra la variación de la DQO desde el día 0 del tratamiento del efluente hasta los 7 días. En el efluente sin tratar (dilución 1:4), se observa una concentración inicial de 5230 ppm, superando el LMP de 1500 ppm. A los 7 días, se logra una disminución significativa en la concentración de DQO, con valores de 298 ppm para el sistema SE y 394 ppm para el sistema EE, lo que corresponde a eficiencias de remoción del 94.30% y 92.47%, respectivamente, en línea con estudios previos de [3], [6] que reportan eficiencias superiores al 78%.

Asimismo, el blanco también experimenta una disminución en la concentración de DQO, alcanzando un valor de 584 ppm, lo que sugiere la importancia del lecho y los microorganismos presentes en el tratamiento de la degradación de materia orgánica biodegradable y no biodegradable. También se observa que la concentración inicial de DBO en el efluente sin tratar fue de 958.75 ppm, valor que supera el LMP establecido por la norma (Figura 2B). Tras siete días de tratamiento, la concentración de DBO disminuyó a 29 ppm en el sistema SE con una eficiencia de remoción del 95.51%, y a 36 ppm en el sistema EE con una eficiencia del 96.25%.

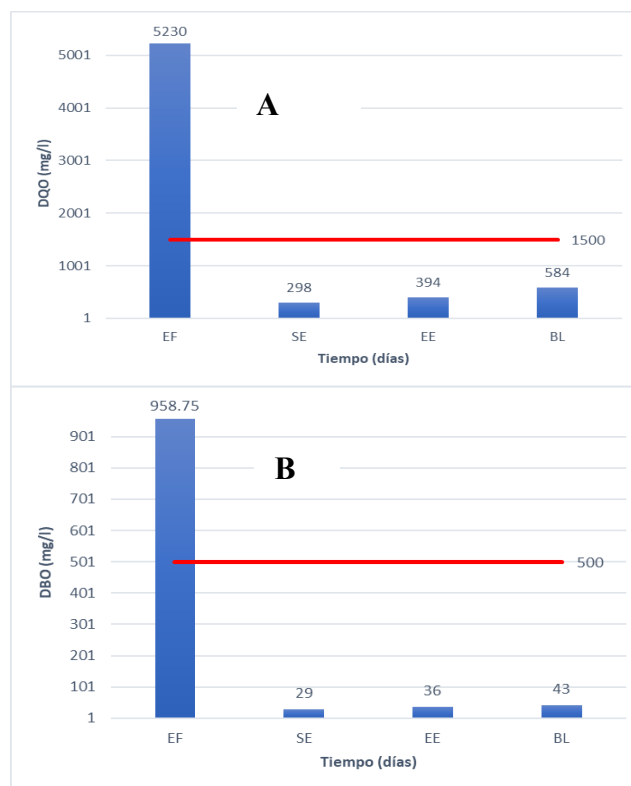


Figura 2: Medida de la concentración de los parámetros fisicoquímicos antes y después del tratamiento en aguas residuales de curtiembre. A: DQO, B: DBO₅

EF: Efluente del agua residual de curtiembre (0 días)
 SE: *Scirpus americanus* y *Eichhornia crassipes* (7 días)
 EE: *Eleocharis montevidensis* y *Eichhornia crassipes* (7 días)
 BL: Control o blanco (7 días)

Estos valores se encuentran por debajo del LMP, lo cual concuerda con otros estudios, como el realizado por [4], [20], quienes reportaron eficiencias de remoción del metal cromo superiores al 50%. La disminución en la concentración de DBO se debe a la retención de materia orgánica biodegradable por el sustrato y su posterior degradación por parte de los microorganismos que pueden descomponerla, como se ha demostrado en el estudio de [21].

En cuanto a la relación DBO₅/DQO, con un valor de 0.18, se indica que el efluente de curtiembre es no biodegradable según los criterios de biodegradabilidad debido a la presencia de colorantes, como las anilinas, que son resistentes a la degradación bacteriana [22].

Por otro lado, al inicio del tratamiento, el valor del pH del efluente es de 5.84, lo que indica una acidez superior al LMP inferior de 6 (Figura 3). Después de 7 días de tratamiento, el sistema EE registra un ligero aumento en el pH hasta 6.37, lo que se encuentra dentro del intervalo de los LMP. Este resultado sugiere que el sistema mantiene el pH óptimo para la absorción del cromo, tal como ha señalado [4] quienes destacan la importancia de este parámetro en la solubilidad y disponibilidad de los metales pesados. En contraste, en el sistema SE, se observa una disminución en el pH hasta 1.32, lo que se encuentra por debajo del LMP inferior. Este resultado podría indicar que el sistema SE busca un pH ácido para hacer soluble y disponible el cromo para su posterior absorción, como han indicado [5]. Además, la disminución del pH también se debe al aumento de los ácidos orgánicos debido a la descomposición de la materia orgánica, lo que resulta en una acumulación de H⁺ y un aumento de la acidez. Este aumento de acidez podría llevar a la formación de complejos orgánicos metálicos y su posterior precipitación, tal como indica [23].

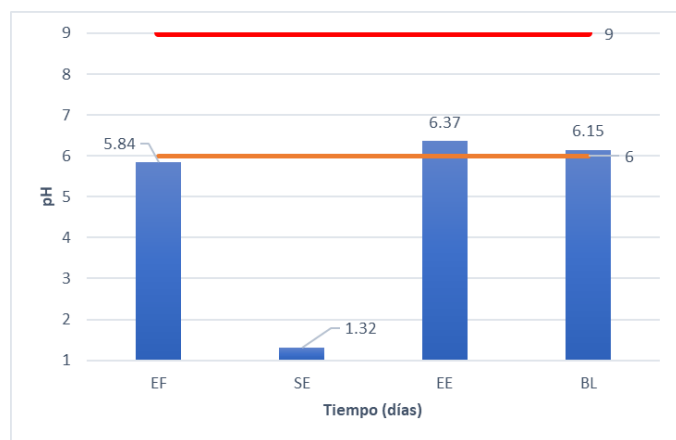


Figura 3: Variación del pH durante el tratamiento
 EF: Efluente del agua residual de curtiembre (0 días)
 SE: *Scirpus americanus* y *Eichhornia crassipes* (7 días)
 EE: *Eleocharis montevidensis* y *Eichhornia crassipes* (7 días)
 BL: Control o blanco (7 días)

La determinación de SST (figura 4) durante el tratamiento mostró diferencias muy claras en la remoción de estos SST, se observa que la concentración inicial es de 4.37 ppm a la cual está por debajo del LMP con un valor de 500 ppm. A los 7 días de tratamiento, tanto en el sistema SE y EE la disminución en la concentración de SST es notable ya que disminuye hasta un valor de 0.05 y 0.04 ppm respectivamente logrando eficiencias de remoción de SST de 98%. Con respecto al blanco, se observa que la concentración de SST también disminuye hasta un valor de 0.91 ppm, esto se debería a que el sustrato utilizado para este estudio estaría filtrando los sólidos suspendidos totales.

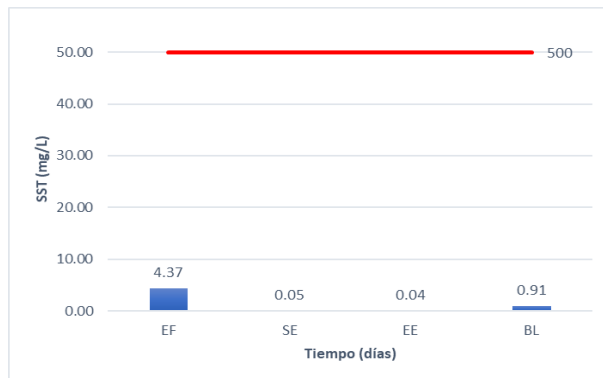


Figura 4: Eficiencia en la remoción de sólidos suspendidos totales en los sistemas de humedales de aguas residuales de curtiembre

EF: Efluente del agua residual de curtiembre (0 días)
 SE: *Scirpus americanus* y *Eichhornia crassipes* (7 días)
 EE: *Eleocharis montevidensis* y *Eichhornia crassipes* (7 días)
 BL: Control o blanco (7 días)

La determinación de la biomasa de los humedales proporciona información valiosa sobre la capacidad del humedal para realizar procesos de tratamiento de aguas residuales. Se encontró que el género *Scirpus* tuvo una mejor respuesta que el género *Eleocharis*, lo que sugiere una mejor aclimatación. Estas especies tienen un mecanismo de tolerancia al cromo que implica el transporte del metal por las raíces y su ingreso a las células vegetales. El cromo es acompañado por ligandos específicos como ácidos orgánicos y fitoquelatinas, y finalmente se retiene en la vacuola [24].

IV. CONCLUSIONES

En el presente estudio se observó que las aguas residuales de curtiembre presentan concentraciones elevadas de cromo total y otros parámetros fisicoquímicos que superan los límites máximos permisibles. No obstante, se demostró que los humedales artificiales híbridos son altamente eficientes en la eliminación del cromo total, logrando una remoción del 96,6% en ambos sistemas. Para la DBO, se obtuvo una eficiencia de remoción del 95,51% para SE y 96,25% para EE, mientras que, para la DQO, la eficiencia fue del 94,30% y 92,47% para SE y EE, respectivamente.

Además, se observó que la especie de planta *Scirpus* mostró una mejor capacidad de aclimatación al estrés de los

contaminantes que la especie *Eleocharis*. Esto sugiere que *Scirpus* podría ser una mejor opción para ser utilizada en sistemas de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales de curtiembre y otras industrias con características similares.

Estos resultados de este estudio son importantes para mejorar la selección y el diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales en la industria de curtiembre y otras industrias con problemas similares de contaminación.

REFERENCIAS

- [1] T. Saeed, M. K. Alam, M. J. Miah, and N. Majed, "Removal of heavy metals in subsurface flow constructed wetlands: Application of effluent recirculation," *Environmental and Sustainability Indicators*, vol. 12, Dec. 2021, doi: 10.1016/j.indic.2021.100146.
- [2] F. Younas *et al.*, "Constructed wetlands as a sustainable technology for wastewater treatment with emphasis on chromium-rich tannery wastewater," *J Hazard Mater*, vol. 422, Jan. 2022, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.126926.
- [3] M. A. Oyuela Leguizamo, W. D. Fernández Gómez, and M. C. G. Sarmiento, "Native herbaceous plant species with potential use in phytoremediation of heavy metals, spotlight on wetlands — A review," *Chemosphere*, vol. 168, Elsevier Ltd, pp. 1230–1247, 2017, doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.10.075.
- [4] B. Panneerselvam and S. Priya K, "Phytoremediation potential of water hyacinth in heavy metal removal in chromium and lead contaminated water," *Int J Environ Anal Chem*, 2021, doi: 10.1080/03067319.2021.1901896.
- [5] A. Majumdar *et al.*, "Vermiremediation of metal(loid)s via Eichornia crassipes phytomass extraction: A sustainable technique for plant amelioration," *J Environ Manage*, vol. 220, pp. 118–125, Aug. 2018, doi: 10.1016/j.jenvman.2018.05.017.
- [6] D. Parde, A. Patwa, A. Shukla, R. Vijay, D. J. Killedar, and R. Kumar, "A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater," *Environmental Technology and Innovation*, vol. 21, Elsevier B.V., Feb. 01, 2021, doi: 10.1016/j.eti.2020.101261.
- [7] N. H. al Sbani *et al.*, "Remediation of PAHs-contaminated water and sand by tropical plant (*Eleocharis ochrostachys*) through sub-surface flow system," *Environ Technol Innov*, vol. 20, Nov. 2020, doi: 10.1016/j.eti.2020.101044.
- [8] M. F. Md Yusoff, S. A. Siti Rozaimah, A. H. Hassimi, J. Hawati, and A. Habibah, "Performance of continuous pilot subsurface constructed wetland using *Scirpus grossus* for removal of COD, colour and suspended solid in recycled pulp and paper effluent," *Environ Technol Innov*, vol. 13, pp. 346–352, Feb. 2019, doi: 10.1016/j.eti.2018.12.008.
- [9] D. A. H. Nash *et al.*, "Utilisation of an aquatic plant (*Scirpus grossus*) for phytoremediation of real sago mill effluent," *Environ Technol Innov*, vol. 19, Aug. 2020, doi: 10.1016/j.eti.2020.101033.
- [10] A. García-Valero *et al.*, "Treatment of wastewater from the tannery industry in a constructed wetland planted with *Phragmites australis*," *Agronomy*, vol. 10, no. 2, Jan. 2020, doi: 10.3390/agronomy10020176.
- [11] I. Hassan, S. R. Chowdhury, P. K. Prihartato, and S. A. Razzak, "Processes Wastewater Treatment Using Constructed Wetland: Current Trends and Future Potential," 2021, doi: 10.3390/pr.
- [12] P. Chandra and K. Kulshreshtha, "Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants," *Botanical Review*, vol. 70, no. 3, pp. 313–327, 2004, doi: 10.1663/0006-8101(2004)070[0313:CAATIA]2.0.CO;2.
- [13] E. W. Rice and L. Bridgewater, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, vol. 10, 2012.
- [14] R. K. Patel, R. Shankar, P. Khare, and P. Mondal, "Treatment of sugar industry wastewater in continuous electrochemical process followed by low-cost adsorbent bed: Performance evaluation and economic analysis," *Sep Purif Technol*, vol. 271, Sep. 2021, doi: 10.1016/j.seppur.2021.118874.
- [15] Ministerio de Vivienda Construcción y Saneamiento, *DS N° 010-2019-VIVIENDA. Reglamento de VMA para la descarga de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario*, 2019. . 2019.
- [16] Ministerio del Ambiente, «Informe N° 049-2017-OEFA-DE-SDLB-CEAPIO. Informe complementario de evaluación ambiental en el ámbito del parque industrial de Río Seco, provincia y departamento de Arequipa, 2017,». 2017.
- [17] Ministerio del Ambiente, *DS N° 002-2008-MINAM. Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua*, 2008. , vol. 2008.
- [18] H. U. Nash and F. A. Havlik, "PRETREATMENT AND RECYCLE AT WIRE ROPE MANUFACTURE.," in *Proceedings of Mid-Atlantic Industrial Waste Conference*, 1984, pp. 241–250.
- [19] M. Chrysochoou, E. Theologou, and N. , D. D. , & P. I. Bompoti, "Occurrence, origin and transformation processes of geogenic chromium in soils and sediments," 2016.
- [20] A. H. Hassani, I. Hossenzadeh, and B. Torabifar, "Investigation of using fixed activated sludge system for removing heavy metals (Cr, Ni and Pb) from industrial waste water," *Journal of Environmental Studies*, vol. 36, no. 53, pp. 71–78, 2010.
- [21] J. Alexander, "TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS UTILIZANDO LA DEPURACIÓN SIMBIÓTICA."
- [22] L. Ardila, R. Godoy, and L. Montenegro, "Sorption Capacity Measurement of *Chlorella Vulgaris* and *Scenedesmus Acutus* to Remove Chromium from Tannery Waste Water," in *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2017, vol. 83, no. 1, doi: 10.1088/1755-1315/83/1/012031.
- [23] A. Saravanan *et al.*, "Phytoremediation of Cr(VI) ion contaminated soil using Black gram (*Vigna mungo*): Assessment of removal capacity," *J Environ Chem Eng*, vol. 7, no. 3, Jun. 2019, doi: 10.1016/j.jece.2019.103052.
- [24] M. Appiah-Brempong, H. M. K. Essandoh, N. Y. Asiedu, S. K. Dadzie, and F. W. Y. Momade, "Artisanal tannery wastewater: quantity and characteristics," *Heliyon*, vol. 8, no. 1, Jan. 2022, doi: 10.1016/j.heliyon.2021.e08680.