

CAPÍTULO V

HUMEDALES DE TRATAMIENTO PARA LA RESTAURACIÓN DE SUELOS MINEROS Y EL SECUESTRO DE CARBONO

THE USE OF TREATMENT WETLANDS FOR THE RESTORATION OF MINING SOILS AND CARBON SEQUESTRATION

Soto-Durango J.T¹., Mercado-Tobio L.F¹., Burgos-Núñez, S.M¹, Enamorado-
Montes G.H^{1*}., Viña-Pico M.A¹, Caraballo-Laza M.J¹, Marrugo-Negrete
J.L¹., Paternina-Urbe R^{1,2}., Navarro-Frómata A²

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.1482607>

1 Programa de Química, Departamento de Química, Grupo de Investigación en Aguas, Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba.

2 Programa de Regencia y Farmacia, Departamento de Regencia y Farmacia, Universidad de Córdoba.

3 Universidad Tecnológica Izúcar de Matamoros, Puebla, México.

* Autor de correspondencia: Genamoradomontes@correo.unicordoba.edu.co

Resumen

Los humedales de tratamiento (HTs) son una estrategia efectiva para la restauración de suelos mineros, debido a su capacidad para retener nutrientes, filtrar contaminantes y secuestrar carbono. Por lo anterior, con este estudio se planteó evaluar un sistema de humedales construidos empleando la tecnología de fitorremediación con macrófitas y biocarbón como enmienda para remediar suelos contaminados con metales pesados provenientes de un área de minería aurífera del departamento de Córdoba. En general, se observó que la adición de biocarbón puede tener un impacto en las variables fisicoquímicas (pH, potencial redox y temperatura), en la producción de biomasa y en la concentración de clorofila en las plantas evaluadas, lo que sugiere que esta enmienda puede influir en las condiciones fisicoquímicas del suelo y el agua en estos sistemas de fitorremediación. En cuanto a la captura de carbono, se evidenció que los humedales con y sin adición de biocarbón lograron capturar carbono, demostrando que la presencia de plantas en los sistemas de humedales contribuye a la captura de carbono independientemente de la presencia de biocarbón. En este sentido, aunque no se encontraron diferencias significativas en la captura de carbono en la mayoría de los tratamientos, se evidenció un aumento general en la retención de carbono en los suelos de los humedales. Por otra parte, se observó una remoción significativa de metales pesados en el suelo al final del proceso de fitorremediación en los HTs, siendo el Pb el metal con las remociones más altas, alcanzando valores entre un 36.1% y 68.6% en los diferentes tratamientos, lo que sugiere la eficacia de las plantas en la remoción de este metal pesados del suelo. Finalmente, los resultados de este estudio sugieren que los HTs pueden ser una herramienta prometedora para la restauración de suelos mineros contaminados, así como para la mitigación de la contaminación por metales pesados y la captura de carbono en diferentes contextos ambientales.

Palabras claves: Humedales construidos, remoción de contaminantes, minería aurífera, Ayapel y fitorremediación.

Abstract

Treatment wetlands (TWs) are an effective strategy for the restoration of mining soils, due to their capacity to retain nutrients, filter pollutants and sequester carbon. Therefore, this study aimed to evaluate a system of constructed wetlands using phytoremediation technology with macrophytes and biochar as an amendment to remediate soils contaminated with heavy metals from a gold mining area in the department of Cordoba. In general, it was observed that the addition of biochar can have an impact on physicochemical variables (pH, redox potential, and temperature), biomass production, and chlorophyll concentration in the plants evaluated, suggesting that this amendment can influence the physicochemical conditions of soil and water in these phytoremediation systems. In this sense, although no significant differences in carbon sequestration were found in most of the treatments, a general increase in carbon sequestration in the wetland soils was evidenced. On the other hand, a significant removal of heavy metals in the soil was observed at the end of the phytoremediation process in the TWs, with Pb being the metal with the highest removals, reaching values between 36.1% and 68.6% in the different treatments, suggesting the effectiveness of the plants in removing this heavy metal from the soil. Finally, the results of this study suggest that TWs may be a promising tool for the restoration of contaminated mining soils, as well as for the mitigation of heavy metal contamination and carbon sequestration in different environmental contexts.

Keywords: Constructed wetlands, contaminant removal, gold mining, Ayapel and phytoremediation.

5.1. Introducción

La actividad minera desempeña un papel crucial en el desarrollo económico de diversos países, Colombia no es la excepción, el sector minero ha sido impulsado durante los últimos años convirtiéndolo en uno de los principales motores económicos del país. Este sector abarca tanto

operaciones formales a gran escala como también la minería artesanal de pequeña escala. Sin embargo, las malas prácticas en actividades mineras, la minería ilegal, la falta de vigilancia de las autoridades competentes, entre otros factores, han ocasionado un aumento significativo en la degradación ambiental, evidenciada en la deforestación de grandes áreas, algunas de ellas de carácter protegido como reservas forestales, Parques Nacionales Naturales y sitios protegidos por la convención internacional RAMSAR, enfocada a la protección de humedales (Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito [UNODC], 2016). Además, se ha evidenciado la afectación a la salud de las comunidades y los ecosistemas, mediante la liberación al ambiente de elementos potencialmente tóxicos como los metales pesados (MP) entre los cuales se encuentran el Mercurio (Hg), el Zinc (Zn), el Cadmio (Cd), el Cobre (Cu), el Manganeseo (Mn), el Arsénico (As) y el Cromo (Cr) (UNODC, 2016; Rwiza et al., 2023; Akoto et al., 2023). Esta contaminación representa un desafío multidisciplinario que afecta no solo la biodiversidad y la salud humana, sino también la productividad agrícola y la sostenibilidad de los ecosistemas locales (Hou et al., 2023; Betancur et al., 2018; Rwiza et al., 2023).

Ante este panorama, surge la urgente necesidad de desarrollar estrategias efectivas para remediar los suelos contaminados por la actividad minera, lo cual es importante para el manejo y la gestión de áreas contaminadas, en aras de recuperar la capacidad productiva del recurso edáfico y disminuir la exposición humana y de la biodiversidad a los MP; en ese sentido, para hacer frente a esta problemática se han desarrollado diversas metodologías físicas y químicas consideradas como convencionales para la remediación de suelos entre las que destacan la electroquímica, el lavado de suelos, la estabilización, oxidación química, la incineración de suelos, vitrificación, entre otras (Martínez y Casallas, 2018; Sánchez et al., 2023; Aghili y Golzary, 2023).

Sin embargo, estas resultan costosas, y suponen riesgos estructurales para el suelo y el ecosistema en general.

En la actualidad, estos métodos convencionales se están sustituyendo por técnicas alternativas que incluyan aspectos de sostenibilidad, sustentabilidad y un enfoque de economía circular (Kafle et al., 2022). Los métodos de tratamiento biológico ha tomado ventaja frente a los métodos físicos y químicos para superar la contaminación por MP, dado su enfoque en soluciones basadas en la naturaleza (SbN) y su consideración como un método económicamente viable para el tratamiento del suelo (Tan et al., 2023a).

En ese mismo contexto, uno de los enfoques emergentes y prometedores es el uso de humedales de tratamiento para la remediación de suelos y la mitigación de la contaminación por metales pesados. Estos humedales artificiales ofrecen un entorno propicio para implementar la tecnología de la fitorremediación, aprovechando así las propiedades naturales que tienen algunas plantas acuáticas para absorber, inmovilizar y/o degradar los contaminantes. El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente definió a la fitorremediación como “el uso eficiente de las plantas para eliminar, detoxificar o inmovilizar contaminantes ambientales”. La fitorremediación se reconoce como una solución aceptada para remediar ambientes contaminados por metales pesados (Kafle et al., 2022). Esta técnica utiliza plantas con potencial para acumular MP entre las que destacan las plantas vasculares acuáticas o macrófitas, vitales en el funcionamiento y mantenimiento de la hidroquímica de los ecosistemas acuáticos (Masarat, 2021). Además, la fitorremediación es un método de biorremediación multidisciplinario con un enfoque emergente y ecológico que puede implementarse tanto en condiciones in situ o ex situ (Marrugo Negrete et al., 2017; Timalisina et al., 2022). Esta tecnología ha ganado popularidad y aceptación debido a su bajo requerimiento de capital y energía, menos huella de carbono y menos generación de residuos secundarios, donde se utilizan fuentes naturales y renovables que pueden ser aprovechados en la generación de materia prima para diferentes aplicaciones (Mustafa y Hayder, 2021).

Se han identificado plantas macrófitas con potencial para la fitorremediación, por lo cual estas constituyen uno de los componentes clave dentro de los sistemas de tratamiento de agua denominados humedales de tratamiento (HTs), también conocidos como humedales artificiales o humedales construidos (Marrugo Negrete et al., 2017), en estos sistemas las macrófitas actúan como filtros biológicos donde están involucrados procesos físicos, químicos, microbianos y biológicos para la remoción de contaminantes (Timalsina et al., 2022). La aplicación de los HTs como una tecnología apropiada para la gestión en el tratamiento del suelo y el agua (Gaballah et al., 2022) ha sido promovida en el Informe sobre el desarrollo del agua de las Naciones Unidas, dado su potencial para abordar los desafíos actuales relacionados con la gestión del recurso hídrico y su contribución al desarrollo sostenible (Kataki et al., 2021). Los HTs se enmarcan dentro de las soluciones basadas en la naturaleza, son sistemas de ingeniería que incluyen un sustrato, vegetación proveniente de humedales naturales como las macrófitas y comunidades microbianas asociadas que se desarrollan conforme se alcanza la madurez del sistema (Batool y Saleh, 2020), y que buscan simular los procesos de remoción de contaminantes que tienen lugar en un humedal natural (Marrugo Negrete et al., 2017), y dada su casi nula necesidad de mantenimiento, el bajo costo de operación, un diseño relativamente simple pero con enorme escalabilidad, se les puede considerar como una de las áreas de aplicación más importantes en fitorremediación.

Los HTs son ampliamente utilizados para el tratamiento de las aguas residuales de la minería (Pat et al., 2018). También se ha reportado en proyectos piloto de recuperación de suelos de explotaciones mineras utilizando sustratos de estas áreas como medio soporte en los HTs (Hernández et al., 2024). Los HTs son soluciones que también han demostrado capacidad para el secuestro de carbono (Tan et al., 2023b).

Por otro lado, el biocarbón puede emplearse como una enmienda para el suelo mineros. Es un biomaterial respetuoso con el ambiente y representa una técnica sostenible para la recuperación de suelos, es rico en carbono

y también químicamente estable. El biocarbón posee una gran superficie específica y una elevada porosidad, lo que aumenta la porosidad del suelo y al disminuir la pérdida de humedad aumenta la disponibilidad y retención de agua en el suelo, además de ser un excelente hábitat para los microorganismos presentes. Por otro lado, la elevada capacidad de intercambio catiónico del biocarbón reduce de manera eficaz la movilidad y biodisponibilidad de MP en el suelo mediante reacciones de fisisorción, quimisorción y precipitación; también se ha encontrado que el contenido de hidróxidos, carbonatos y cationes básicos del biocarbón aumenta el pH del suelo, neutralizando gradualmente la acidez su acidez (Gao et al., 2022; Wang et al., 2023; Silva et al., 2019; Jiang et al., 2022). En general, la rehabilitación del suelo con biocarbón se evidencia en el aumento del contenido de nutrientes y materia orgánica, en la disminución de la acidez, en la mejora de la capa superficial del suelo (erosión) y en la estabilización o inmovilización de contaminantes como los MP. Es pertinente mencionar que la incorporación de biocarbones a los HTs contribuye a mejorar la eficacia de estos sistemas (Bano et al., 2023).

Finalmente, cabe mencionar que en Colombia para el año 2022 se detectaron mediante el uso de imágenes satelitales 69.123 hectáreas ocupadas por la minería aurífera, de las cuales el 73 % corresponden a minería ilegal, concentrándose principalmente en 13 departamentos del país, principalmente en Chocó, Antioquia y Córdoba, adicionalmente, casi la mitad de la actividad minera (49 %) se realizó en áreas protegidas, principalmente en las zonas de reserva forestal (45.780 hectáreas). Dado el contexto y la magnitud de esta problemática, este estudio se planteó como objetivo principal de esta investigación, evaluar un sistema de humedales construidos empleando la tecnología de fitorremediación con macrófitas para remediar suelos contaminados con metales pesados provenientes de un área de minería aurífera del departamento de Córdoba, en la búsqueda de contribuir en la identificación de alternativas para la recuperación de suelos contaminados en procesos mineros, asimismo, se evaluó el uso estratégico de biocarbón como enmienda para mejorar las propiedades del suelo y reducir la biodisponibilidad de metales pesados. Además, se evaluó el uso

de diversas especies de macrófitas con potencial para la fitorremediación y resistencia a ambientes contaminados, con el fin de optimizar la eficacia de los humedales de tratamiento en la remediación de suelos mineros.

5.2. Metodología

5.2.1. Área de estudio

En este estudio se implementó un sistema piloto de humedales de tratamiento contruidos en una casa malla ubicada en la sede central de la Universidad de Córdoba (8° 47' 32,0" N, 75° 51' 41,9" W), en la ciudad de Montería, Colombia. Las condiciones climatológicas donde se encontraba el sistema de tratamiento presentaban una temperatura promedio de 35,4°C y un porcentaje de humedad del 58 %.

El suelo utilizado en los Humedales de Tratamiento (HTs) de este ensayo se obtuvo en una finca al sur de la ciénaga de Ayapel, en el municipio de Ayapel-Córdoba (N 08° 11' 16,9"; W 75° 10' 27,5"), lugar que se caracteriza por tener una alta contaminación por Hg y otros metales pesados en el suelo, puesto que, históricamente se han realizado actividades de minería aurífera (Caraballo, 2023).

Las plantas empleadas fueron recolectadas en diferentes áreas de la Universidad de Córdoba. Se seleccionaron especies previamente utilizadas en procesos de fitorremediación, tales como *Thalia geniculata*, *Typha dominiguensis* y *Eleocharis interstincta* (Hadad et al., 2022; Anikwe et al., 2017). Las plantas recolectadas fueron seleccionadas de acuerdo con su estado de desarrollo (no se consideraron plantas con inflorescencia), con una altura uniforme alrededor de 50 cm, sin daños físicos como torceduras o quiebres, sin indicios de ataque de insectos o plagas, o amarillamiento. Su extracción se realizó utilizando una pala, la cual se introdujo alrededor de cada planta para remover el suelo y ser retirada con el menor maltrato posible, posteriormente se lavaron las raíces en el mismo cuerpo de agua para retirar los sedimentos. Debido a que estas especies viven la mayor

parte del tiempo en terrenos inundados, se almacenaron en tanques con agua para facilitar su adaptación previa a la siembra (Yang et al., 2020).

5.2.2. Montaje y operación de los Humedales de Tratamiento (HTs)

Los HTs de flujo superficial consistieron en recipientes de fibra de vidrio de 80 cm de largo, 80 cm de alto y 40 cm de ancho. Para este ensayo se adecuaron 6 unidades de HTs, cada unidad con una configuración diferente en términos de la especie de macrófitas y de la adición de biocarbón como se muestra en la Tabla 5.1. Inicialmente, se adicionaron 100 kg de suelos a todos los HTs. Posteriormente, se sembró las plantas. Para cada sistema se empleó una densidad de siembra relacionado con el aspecto morfológico de las plantas (tamaño, volumen), así para *T. geniculata* y *T. dominguensis*, se establecieron 18 plantas en cada HTs, mientras que para *E. interestincta* 32 plantas.

Tabla 5.1.

Diseño de Experimentos para los Humedales de Tratamiento

Especies	Unidades experimentales	Relación de las mezclas
<i>Thalia geniculata</i>	1 (B-TG)	Suelo (100 kg) + biocarbón (3,5 kg) + macrófitas (18 plantas)
	2 (S-TG)	Suelo (100 kg) + macrófitas (18 plantas).
<i>Typha dominguensis</i>	3 (B-TD)	Suelo (100 kg) + biocarbón (3,5 kg) + macrófitas (18 plantas)
	4 (S-TD)	Suelo (100 kg) + macrófitas (18 plantas).
<i>Eleocharis interestincta</i>	5 (B-EI)	Suelo (100 kg) + biocarbón (3,5 kg) + macrófitas (32 plantas)
	6 (S-EI)	Suelo (100 kg) + macrófitas (32 plantas).

Nota: Las dos primeras letras corresponden a las letras iniciales del nombre de cada planta, mientras que, las letras B y S hacen referencia a los términos Biocarbón y Sin Biocarbón, respectivamente.
Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Por otra parte, el biocarbón se adicionó después de la siembra de las plantas, con el fin de cubrir la capa superficial del suelo en los HTs donde fue adicionado. El biocarbón empleado en este ensayo, fue elaborado artesanalmente en las instalaciones de la Universidad de Córdoba. Para activar el biocarbón se le agregó ácido sulfúrico (Pak et al., 2016).

Finalmente, el sistema de humedales fue abastecido con agua limpia, empleando el modo batch. El nivel de agua en todos los humedales se mantuvo cerca de los 15 cm, partiendo de la base superficial del suelo o biocarbón. Teniendo en cuenta que el agua podía sufrir procesos de evaporación se realizaron riegos cada 5 días durante un periodo de 3 meses, tiempo en que se desarrolló el ensayo.

5.2.3. Monitoreo de variables fisicoquímicas a las plantas y los HTs

A las macrófitas en cada HTs inicialmente se les determinó un promedio de biomasa inicial y para ellos se tomaron 5 plantas de cada HTs y fueron pesadas.

En general, el seguimiento de las plantas establecidas en los HTs consistió en la medición de algunas variables morfo-fisiológicas como altura y clorofila. La clorofila fue medida con un equipo Chlorophyll Meter Spad-502 Plus cada cinco días, mientras que, la altura de la planta solo se midió al inicio y al final del ensayo (Mun et al., 2020). Para determinar la longitud final, las plantas fueron extraídas de los humedales y se midieron con un metro.

Por otra parte, se monitorearon parámetros fisicoquímicos como pH, temperatura, y potencial redox (ORP) al agua contenida en cada uno de los HTs. Este monitoreo se realizó in situ utilizando un equipo multiparámetro Hanna HI98194 previamente calibrado de acuerdo con los métodos estándar (Masarat, 2021; Hadad et al., 2022). Al suelo o sedimento también se le realizaron medidas in situ de pH, temperatura y potencial redox empleando un equipo Portátil Impermeable de pH/ORP/ISE (HI 98191) (Anikwe et al., 2017).

5.2.4. *Análisis de los metales pesados en suelo y plantas*

5.2.4.1. **Análisis de suelo**

Al finalizar el ensayo, se recolectaron 3 muestras de suelo empleando un tubo, el cual se introdujo desde la superficie con el objetivo de extraer un núcleo de suelo en cada humedal. Luego, las muestras fueron depositadas en platos de poliestireno previamente etiquetados y se llevaron a una cámara de secado por convección a temperatura ambiente durante una semana. Una vez secas, las muestras fueron trituradas en un mortero y tamizadas empleando un tamiz de 0,45 μm para lograr una mayor homogeneidad de sus partículas. Finalmente, cada muestra fue depositada y rotulada en una bolsa de polietileno para posteriormente ser preservadas en cadena de frío a 4 °C.

Para el análisis de los metales pesados (Pb, Cu, Cd, Mn y Fe) se realizó una digestión ácida cerrada con horno microondas siguiendo el método EPA 3051 (*U.S. Environmental Protection Agency*, 2007), y posterior análisis por espectroscopia de absorción atómica en un equipo ICE3500 marca Thermo Scientific. El análisis de Hg fue realizado en las muestras de suelo tamizadas, empleando un analizador directo de mercurio DMA-80 Tricell de Milestone, el cual emplea la técnica de absorción atómica con descomposición térmica y amalgamación utilizando el método (EPA, 2015). Estos análisis químicos fueron realizados en el Laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental adscrito al departamento de Química de la Facultad de Ciencias Básicas de la Universidad de Córdoba.

5.2.4.2. **Análisis en plantas**

Luego de su extracción de los HTs las plantas fueron lavadas con abundante agua hasta eliminar los restos de suelo o sedimento. Inicialmente, se colectó una muestra de cada especie para ser identificada taxonómicamente en el Herbario de la Universidad de Córdoba (HUC), prensando las muestras en papel periódico con etanol al 70% para su preservación (Calzada, 2017).

Posteriormente, las plantas en cada HTs se diseccionaron en tejido aéreo y tejido radicular. Del mismo modo, las muestras fueron secadas, molidas y guardadas en bolsas de polietileno para su análisis de metales (Cd, Fe, Cu, Mn, Pb y Hg) en el Laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental adscrito al departamento de Química de la Facultad de Ciencias Básicas de la Universidad de Córdoba. Para el análisis de los diferentes metales pesados se siguió la misma metodología utilizada en las muestras de suelo.

5.2.5. Remoción de metales pesados en el suelo

Para evaluar la remoción de los metales pesados en el suelo se tomaron tres muestras de suelo al final del ensayo en cada uno de los 6 HTs, para ello se utilizó la misma metodología implementada para la toma de muestras de suelos para análisis de metales pesados. Cada una de las tres submuestras fue analizada por independiente para conocer el contenido inicial y final de Hg, Pb, Cu, Cd, Mn y Fe, al inicio y final del ensayo. De acuerdo, con estos resultados se evaluó la remoción de los metales pesados en el suelo de cada sistema de HTs mediante la aplicación de la Ecuación 5.1 (Marrugo Madrid et al., 2021).

Ecuación 5.1: Remoción de metales pesados en el suelo

$$\% \text{Remoción} = \frac{C_f - C_i}{C_i} \times 100\%$$

Donde:

C_i y C_f , son las concentraciones iniciales y finales del metal pesado en cada suelo del HTs.

Estimación de la captura de carbono

El almacenamiento total de carbono para cada HTs se calculó a partir de la densidad de carbono, el área del humedal y la profundidad de la capa orgánica en el sitio, usando la siguiente ecuación:

Ecuación 5.2: Estimación de la captura de carbono

$$C_d (\text{g cm}^{-2}) = \frac{BD(\text{gcm}^{-3}) \times \%C}{100} \times \text{espesor}(\text{cm})$$

Donde:

Cd Densidad de carbono de la sección analizada del núcleo de suelo,

BD Densidad aparente

%C Contenido de carbono de cada capa orgánica del humedal que se analizó.

La cantidad de carbono por unidad de área se puede obtener multiplicando la densidad de carbono promedio por la profundidad de la capa orgánica (Yu et al., 2022).

Para la determinación de la densidad aparente, se utilizó un cilindro de volumen conocido. Para calcular el volumen del cilindro se usó la fórmula 3, 4 y 5:

Ecuación 5.3: Volumen del cilindro

$$V = \pi r^2 h$$

Al cilindro se le agregó suelo hasta llenarlo completamente y se pesó en una balanza “peso húmedo”. Posteriormente se colocó a secar a 105 por 2 horas y se volvió a pesar “peso seco” (Agostini et al. 2014). Para la determinación de la densidad aparente se hizo uso de las ecuaciones 5.4 y 5.5.

Ecuación 5.4: Peso muestra seca

$$\text{Peso muestra seca} = \text{Peso seco } 105^{\circ}\text{C} - \text{peso húmedo}$$

Ecuación 5.5: Densidad aparente muestra seca

$$\text{Densidad aparente} = \frac{\text{Peso seco de la muestra (g)}}{\text{Volumen del suelo (cm}^3\text{)}}$$

La determinación del contenido de materia orgánica se realizó empleando el método de calcinación o muflado. Inicialmente se pesaron 5 g de muestra en crisoles y se secaron en el horno durante 2 horas a 105 °C, una vez transcurrido el tiempo se volvió a pesar el sistema para obtener el “peso seco”. Luego, la muestra seca se introdujo en la mufla a 450 °C durante 4 horas aproximadamente. Posteriormente, se esperó que la muestra bajara la temperatura y se volvió a pesar. La determinación del contenido de materia orgánica se hizo por pérdida en ignición en diferencia entre el peso empleando la Ecuación 5.6. (Sato et al., 2014).

Ecuación 5.6: Contenido de materia orgánica

$$\% \text{MOS} = \frac{\text{Peso a } 105^{\circ}\text{C} - \text{Peso a } 450^{\circ}\text{C}}{\text{Peso a } 105^{\circ}\text{C}} \times (100\%)$$

5.2.7. Tratamiento de los datos

Los valores se presentan como la media $\pm$ la desviación estándar. Los datos obtenidos fueron tabulados en una base de datos empleando el software Microsoft Excel 2013 y se realizó un análisis ANOVA con una prueba de dos vías, o dos factores, previa verificación de los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Se realizó la prueba de contrastes múltiples de Tukey para establecer las diferencias entre tratamientos cuando el ANOVA fue significativo. Todos los análisis fueron realizados a un nivel de confianza del 95 % empleando el Software R versión 4.3.2 para Windows.

5.3. Resultados y Discusión

5.3.1. Comportamiento de variables fisicoquímicas en las plantas y los HTs

5.3.1.1. Clorofila y biomasa en las especies analizadas

En la Figura 5.1a, se puede observar la biomasa total de las plantas (biomasa radicular más biomasa del tejido aéreo). La producción de biomasa de *T. geniculata* fue de (358g a 1763), la *T. dominguensis* (447g a 1494g) y la *E. interstincta* (146g a 355g), La biomasa en orden descendente fue:

$$T. geniculata > T. dominguensis > E. interstincta$$

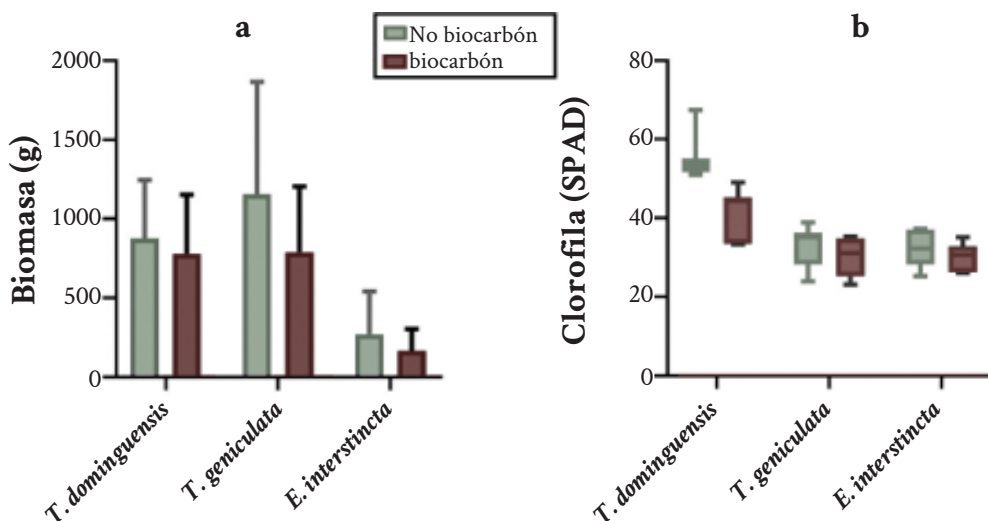
Se encontró que el tratamiento con mayor biomasa fue el de *T. geniculata* sin y con adición de biocarbón, también se ilustra que desarrollaron mayor biomasa los tratamientos con biocarbón. Asimismo, según el ANOVA de dos factores, indica que, si existe diferencia significativa en los tratamientos, según el test estadístico de Tukey el tratamiento de *E. interstincta* presentó diferencia significativa con $P < 0.05$, en comparación a los tratamientos restantes *T. geniculata* y *T. dominguensis* que no presentaron diferencia significativa con $P > 0.05$.

Sin embargo, esta diferencia de producción de biomasa entre las especies evaluadas se podría atribuir a las características morfológicas de cada especie, puesto que, *T. geniculata* es una especie de mayor porte en comparación con *T. dominguensis* o *E. interstincta*.

En la Figura 5.1b, se observan los resultados de la clorofila. Esta fue mayor en aquellos tratamientos sin adición de biocarbón en comparación a los tratamientos con adición de biocarbón.

Figura 5.1.

Biomasa de las plantas en los sistemas evaluados



Nota: a Biomasa total de las plantas mencionadas en el estudio.

b Clorofila obtenida en las plantas mencionadas en el estudio.

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

En la Figura 5.1b se observan los resultados de la clorofila SPAD. El comportamiento de la clorofila, se puede ilustrar la mayor cantidad de clorofila fue encontrada en la *T. dominguensis* sin biocarbón (S-TD) de 67,4. Los rangos de clorofila para *T. dominguensis* oscilaron de (51 - 67,4) para *T. geniculata* oscilo (23,8 - 38,9) y la *E. interstincta* (25,2 - 37,3) para los sistemas sin biocarbón. En cambio, para los sistemas los valores de clorofila para *T. dominguensis* oscilaron de (33,3 - 49) para *T. geniculata* oscilo (23,1 - 35,3) y la *E. interstincta* (26 - 35,1). Según la prueba estadística de Tukey, el sistema de que presento diferencia significativa fue en la *T. dominguensis* en los sistemas con y sin adición de biocarbón (S-TD y SC-TD) con $P < 0,05$. En cambio, no se encontraron diferencias significativas en las especies *T. geniculata* y *E. interstincta* tanto en los sistemas con y sin adición de biocarbón con un $P > 0,05$.

El comportamiento entre los resultados de clorofila se puede observar que fue mayor en aquellos tratamientos sin biocarbón en comparación a los tratamientos con adición de biocarbón.

5.3.2. Comportamiento de las variables fisicoquímicas en el agua y suelo

En la Figura 5.2a, se presentan los valores de pH en el suelo de los diferentes HTs. De acuerdo con el análisis ANOVA no se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos con respecto al pH con p valor $< 0,05$. Los tratamientos con adición de biocarbón presentaron valores más alcalinos en relación con los tratamientos sin adición de biocarbón. En cuanto a los HTs con adición de biocarbón el pH tuvo una tendencia más alcalina así

$$E. interstincta > T. geniculata > T. dominguensis$$

Esto es atribuido a la alcalinidad del carbón adicionado a los humedales. Finalmente, para los HTs sin adición de biocarbón se determinó que el pH más bajo fue donde se encontró la especie *T. dominguensis*.

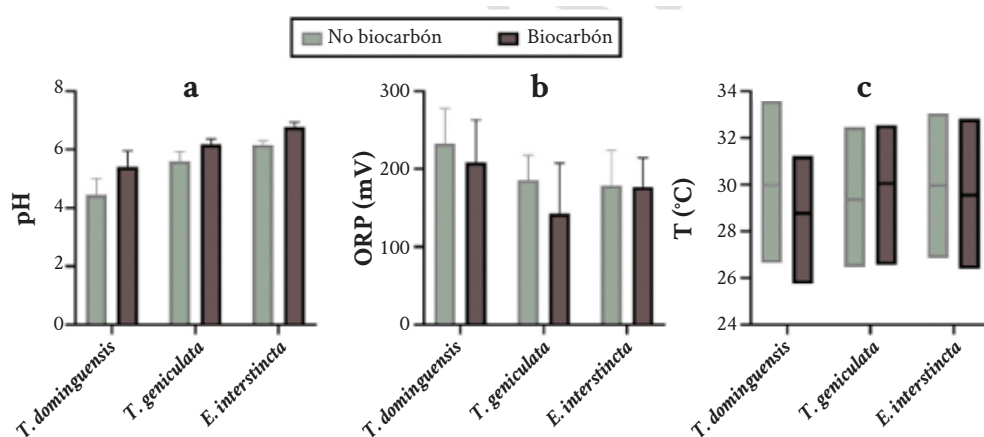
En la Figura 5.2b se observa el comportamiento del potencial de redox (ORP) en el suelo, mostrando valores iguales 400 mV y valores por debajo de cero “negativos”. Al compararse con la Figura 5.2a, los valores de ORP son positivos en el agua, indicando que existen condiciones oxidativas en el sistema. Esto es explicado dada las condiciones anóxicas que comúnmente se presenta en los humedales. Se puede observar que los sistemas que presentaron mayor deficiencia de oxígeno fueron los tratamientos de *T. geniculata*, con y sin adición de biocarbón con el valor más bajo de ORP -346,5 mV aproximadamente, seguido del sistema *E. interstincta* y *T. dominguensis*. respectivamente.

La Figura 5.2c, se ilustra el comportamiento de la temperatura en los sistemas de tratamientos. La prueba estadística de Tukey, indica que no existieron diferencias estadísticamente significativas en ninguno de los

tratamientos. Los rangos de temperatura para los tratamientos sin biocarbón, S-TD oscilaron entre 26,65°C a 33,60°C, S-TG osciló entre 26,48°C y 32,46°C y S-EI osciló entre 26,85°C a 33,05°C y para los tratamientos con biocarbón, SC-TD oscilaron entre 25,75°C a 31,22°C, SC-TG osciló entre 26,56°C a 32,55°C y SC-EI osciló entre 26,40°C a 32,81°C. Las temperaturas más altas reportadas fueron en el sistema de *E. interstincta* y *T. dominguensis* sin biocarbón (S-EI y S-TD).

Figura 5.2.

Valores medios de las variables fisicoquímicas en el agua de los HTs



Nota: a pH.

b Potencial de Oxido Reducción ORP.

c Temperatura.

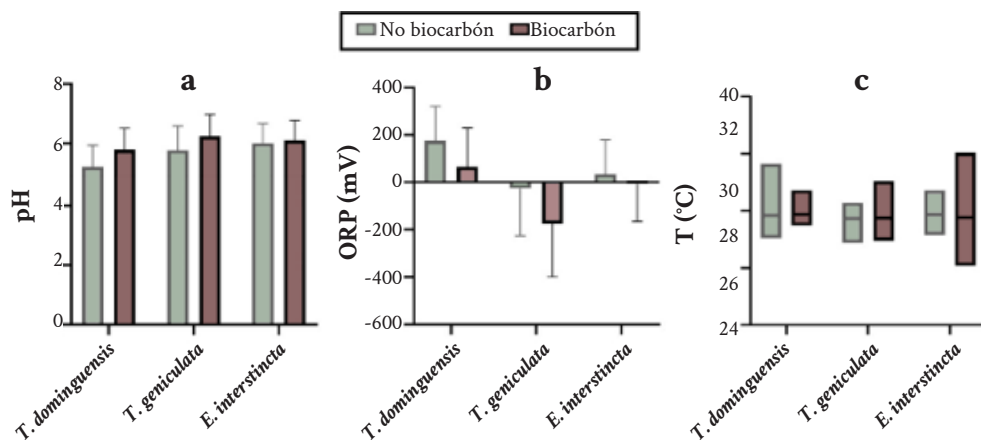
Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

En la Figura 5.3a, se muestran los valores de pH en los sedimentos. Donde se pueden observar diferencias entre los tratamientos de humedales. Con respecto al análisis ANOVA de dos vías y la prueba estadística de Tukey, los sistemas de tratamientos con respecto al pH no presentaron diferencias significativas. Los tratamientos con adición de biocarbón presentaron valores más básicos en relación con los tratamientos sin adición de biochar. En los tratamientos con biocarbón presentó mayor pH el tra-

tamiento de *T. geniculata*, seguido de *E. isinterstincta* y *T. dominguensis*, por lo tanto, se puede observar que los tratamientos con biocarbón en el suelo presentaron pH más básico, lo cual puede ser influenciado por la presencia del carbón, ya que estos tienen tendencia a ser materiales alcalinos, lo cual explicaría la diferencia entre los tratamientos (Fellet et al., 2011).

Figura 5.3.

Valores medios de las variables fisicoquímicas en el suelo de los HTs



Nota: a pH.

b Potencial de Oxido Reducción ORP.

c Temperatura.

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Los resultados del potencial de óxido reducción en el suelo (ORP) se les realizó un análisis ANOVA de dos vías y el test estadístico de Tukey que indicaron que al menos uno de los tratamientos presentó diferencia significativa con $P < 0,05$. Se puede observar que algunos valores presentaron valores por debajo de 400 mv y por debajo de cero. Al compararse con la Figura 5.3b, que corresponde a los valores de ORP en el agua de los tratamientos, se puede observar que todos son positivos, lo cual indica que existen condiciones oxidativas, por lo tanto, en relación los valores de ORP en el suelo que son diferentes a los del agua. Esta diferencia puede

ser explicada mediante la limitación de oxígeno en el fondo de los tratamientos; de esta forma la cantidad de oxígeno fue relativamente baja, lo que indica que abundan las condiciones reductoras “anóxicas”. Se puede observar que los sistemas que presentaron mayores condiciones anóxicas fueron los tratamientos de *T. geniculata*, con y sin adición de biocarbón con el valor más bajo de ORP -346,5 mV, seguido del sistema *E. isnterstincta* y *T. dominguensis*.

En la 5.3 se ilustra el comportamiento de la temperatura en el suelo de los tratamientos, según análisis estadístico ANOVA y Test de Tukey, indicaron que no hay diferencia entre ninguno de los sistemas de tratamiento. Las temperaturas más altas reportadas fueron en el sistema de *E. isnterstincta* en el tratamiento con biochar (SC-EI), y *T. geniculata* con adición de biochar (SC-TG). Así mismo, se reportaron temperaturas altas en los tratamientos sin adición de biocarbón que fueron los sistemas de *T. dominguensis*. Las temperaturas más bajas se encontraron en el sistema control con adición de biochar, seguida de *T. geniculata* y *E. isnterstincta*. Esta diferencia en las temperaturas puede verse influencia por la biomasa vegetal involucrada en el estudio y la temperatura ambiental para los sistemas plantados.

5.3.3. Remoción de metales pesados en el suelo

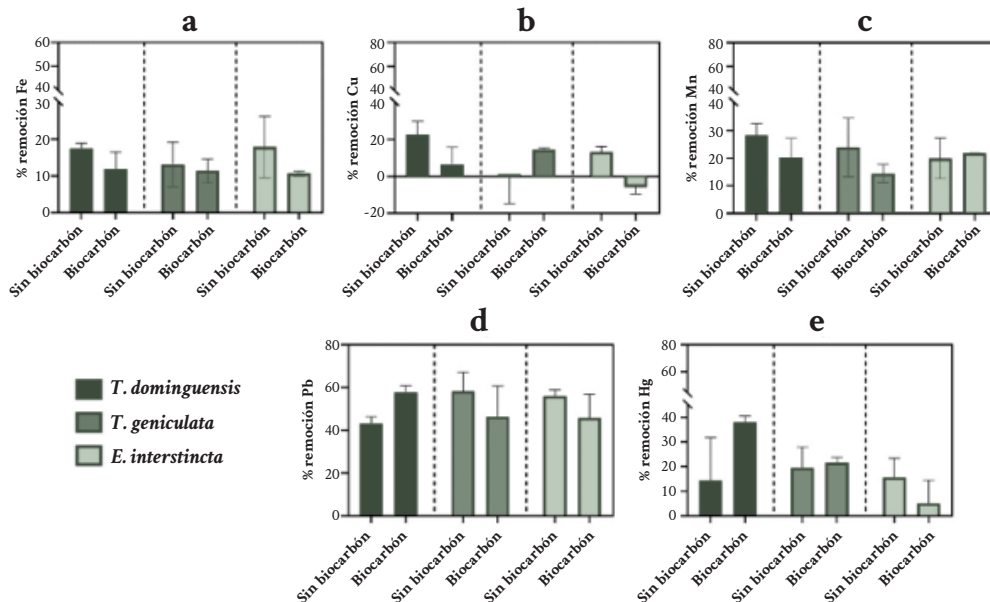
El suelo inicial se caracterizó por una textura arenosa y una densidad real de $2,64 \pm 0,08$ g/cm³, con un pH ácido ($5,65 \pm 0,06$) y baja cantidad de carbono orgánico (0,03 %), la conductividad eléctrica varió entre 0,03 y 0,05 dS/m y la capacidad de intercambio catiónico osciló entre 1,1 y 1,3 cmolc/kg. El Ca²⁺ fue el catión dominante con una concentración media de $0,21 \pm 0,02$ cmolc/kg) con una acidez intercambiable media de $0,76 \pm 0,10$ cmolc/kg. Los rangos de concentraciones para el contenido de S y P fueron 0,4 – 7,6 mg/kg y 0,8 – 6,4 mg/kg. El Cu y el Zn no se encontraron disponibles en el suelo (<0,40 y <0,20 mg/kg, respectivamente), mientras que el Fe y Mn biodisponibles oscilaron entre 6,2 – 17,4 mg/kg y 2,4 – 11,4 mg/kg, respectivamente.

En cuanto a los elementos potencialmente tóxicos, las concentraciones iniciales de Cd, Hg, Pb, Cu, Mn y Fe fueron <0,08; 0,53; 5,85; 63,5; 178,66 y 24492,98 mg/kg, respectivamente. Las concentraciones finales de Cd, Hg, Pb, Cu, Mn y Fe fueron <0,08; 0,49; 2,94; 68,26; 163,65 y 25015.34 mg/kg, respectivamente. La Figura 5.4, presenta las remociones de metales en los suelos para cada uno de los 6 HTs, el Pb fue el metal con las remociones más altas entre un 36,1 y 68,6 % (Figura 5.4d), por su parte, los HTs plantados con *T. dominguensis* presentaron remociones positivas para los cinco metales estudiados, mientras que el Cu fue el único metal que evidenció remociones negativas con *T. geniculata* y *E. interstincta* (Figura 5.4c), posiblemente debido a la adición de nutrientes que contienen trazas de este metal.

En relación con el uso de biocarbón, cada metal exhibió un comportamiento diferente dependiendo de la especie de macrófita, con remociones favorables para Hg en el tratamiento con biocarbón del HT plantado con *T. dominguensis*, donde se alcanzaron eficiencias de remoción de hasta 40 %, las cuales están en el rango de las reportadas por Marrugo-Madrid (Marrugo Madrid et al., 2021), para suelos de una mina de oro en el norte de Colombia fitorremediados con la especie oleaginosa *Jatropha curcas*. Por su parte, Ferrarini et al. (2021) solo lograron remover hasta un 1,49 % de Cu tras la adición de EDTA empleando la *Poaceae Arundo donax* L., en un experimento de pots bajo condiciones de invernadero. Sólo pocos estudios se conocen sobre el uso de macrófitas para remediar suelos o sedimentos, recientemente, Martino et al. (2022) usaron la macrófita *Limnobium laevigatum* para remediar Cr en sedimentos en un experimento controlado, las remociones obtenidas fueron de alrededor del 65 %, similares a la máxima remoción alcanzada para el Pb en el presente estudio.

Figura 5.4.

Remociones de metales pesados en suelos.



Nota: a Hierro (Fe).

b Cobre (Cu).

c Manganeso (Mn).

d Plomo (Pb).

e Mercurio (Hg).

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

5.3.4. Captura de Carbono en humedales de tratamiento

La comparación de los valores medios de captura de carbono para cada humedal, antes y después de finalizar el proceso de fitorremediación, se presenta en la Figura 5a. Únicamente para para el tratamiento S-EI (humedal plantado con *E. interstincta* sin adición de biochar) se encontró que el carbono capturado después del proceso de remediación del suelo fue significativamente superior en comparación con el carbono inicial. No obstante, aunque para el resto de las comparaciones no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$), se observó un incremento en la captura de carbono en todo el sistema de humedales.

En la Figura 5.5, se agruparon los tratamientos plantados con adición de biocarbón, con el fin de estudiar el efecto de ambos factores sobre la captura de carbono. El ANOVA de dos vías permitió demostrar la influencia de la especie de macrófita plantada en el humedal sobre la captura de carbono, afectando significativamente; mientras que el factor adición de biocarbón y la interacción de este con el tipo de planta no fueron significativos.

En ambas Figuras (Figura 5.5a y Figura 5.5b) se observa que los humedales con y sin adición de biocarbón capturaron carbono, siendo el más eficiente el tratamiento SC-TD. Es interesante resaltar que, aun cuando la adición de biocarbón es causante del incremento de carbono en el suelo, los tratamientos plantados sin biocarbón igualmente capturaron carbono. De esta manera, el uso de sistemas de humedales conlleva a un incremento en los niveles de carbono en el suelo, lo que los convierte en una estrategia de remediación para mejorar su calidad.

El dióxido de carbono (CO_2) es uno de los principales gases efecto invernadero (GEI) que ha acelerado sustancialmente el calentamiento global. Hoy por hoy, se estima que el CO_2 concentrado en la atmósfera es de 417 partes por millón (ppm), con un aumento del 48 % (280 ppm) y un 12% (380 ppm), desde la Revolución Industrial hasta las últimas dos décadas. Es una necesidad urgente reducir las emisiones de CO_2 en un 75 % durante el próximo siglo dado que, las proyecciones arrojan un aumento significativo de 500 ppm de este GEI (Jamion et al., 2022). Los humedales son ecosistemas altamente productivos proveedores de servicios ecosistémicos, y en el escenario climático son considerados como estrategia de respuesta al cambio climático global por su papel en el equilibrio térmico de la atmósfera terrestre e importante sumidero de carbono. A pesar de cubrir entre el 5 % y el 8 % de cobertura terrestre, estos ecosistemas almacenan un tercio (35 %) del carbono orgánico del suelo global (Villa y Bernal, 2017; Were et al., 2019; Yu et al., 2022).

El secuestro de carbono (CS) en humedales está mediado principalmente por macrófitas, dado que utilizan el CO_2 atmosférico como principal fuente de carbono (C), y debido a la alta tasa de producción primaria bruta en comparación con las plantas terrestres, son capaces de fijar altas cantidades de CO_2 . A través de la fotosíntesis, las plantas asimilan el CO_2 en sus tejidos como azúcares simples para ser transformados en compuestos complejos (lignina y celulosa), depositados en su tejido aéreo y radicular; acumulándose finalmente en la zona aeróbica del suelo como carbono orgánico (Were et al., 2019).

El CS en los humedales consiste en la acumulación de CO_2 proveniente de la atmósfera en las reservas de C del suelo, como materia orgánica del suelo (MOS) y a medida que la MOS se acumula, su C es secuestrada con el tiempo, provocando un equilibrio entre las entradas y salidas de C. El C proveniente de los humedales está contenido en la vegetación senescente (autóctono) y el C suspendido y disuelto de las aguas entrantes y escorrentías (alóctono) (Villa y Bernal, 2017).

La saturación del suelo incide directamente en la acumulación de C en estos ecosistemas, por varios factores: las plantas son más eficientes para almacenar carbono en suelos saturados (condiciones anaeróbicas), el gradiente de profundidad de la columna de agua incide no sólo en la distribución de la vegetación si no que, en las zonas inundadas se ha reportado mayor acumulación de C en comparación a las zonas de descenso y emergentes del humedal (Jamion et al., 2022).

Yu et al. (2022) estimaron la tasa de secuestro y almacenamiento de carbono en humedales pantanosos montanos del Parque Nacional Odaesan de Corea. Los investigadores seleccionaron 3 humedales y midieron la profundidad de la capa orgánica del suelo. Escogieron cuatro sitios teniendo en cuenta la diversidad de plantas dominantes y colectaron 12 núcleos. Analizaron las características fisicoquímicas de los núcleos y se dataron los 4 núcleos con ^{210}Pb utilizando el modelo de tasa de suministro constante. Teniendo en cuenta los análisis fisicoquímicos y datación con ^{210}Pb , se

calculó la tasa de secuestro y almacenamiento de carbono, que oscilaron entre 58.29 y 125.31 g C m⁻² y ⁻¹ and 14.13–138.00 t C, respectivamente. Entre los cuatro sitios estudiados, el almacenamiento de carbono fue mayor en el sitio donde dominaban las especies de *Phragmites australis* y *Sphagnum palustre* y la tasa de secuestro de carbono fue más alta en el sitio con las especies dominantes *Salix koriyanagi* y *Sphagnum palustre*.

La descomposición de la MOS es también promovida por la interacción de procesos biológicos, físicos y químicos; llevada a cabo por los microorganismos en la obtención de energía necesaria para su crecimiento y metabolismo. Esta energía se obtiene a partir de la oxidación de compuestos orgánicos obtenidos por la producción enzimática bacteriana que favorece la degradación de la MO. El metabolismo microbiano depende de la temperatura y el oxígeno. El primero, controla las poblaciones microbianas incidiendo de manera directa en la producción enzimática y en la degradación de la MOS, así como también en la productividad, metabolismo y fenología de las plantas y su contribución de C al suelo. Por su parte, las condiciones anaeróbicas limitan la actividad enzimática y disminuye la eficiencia de las vías metabólicas microbianas (Villa y Bernal, 2017).

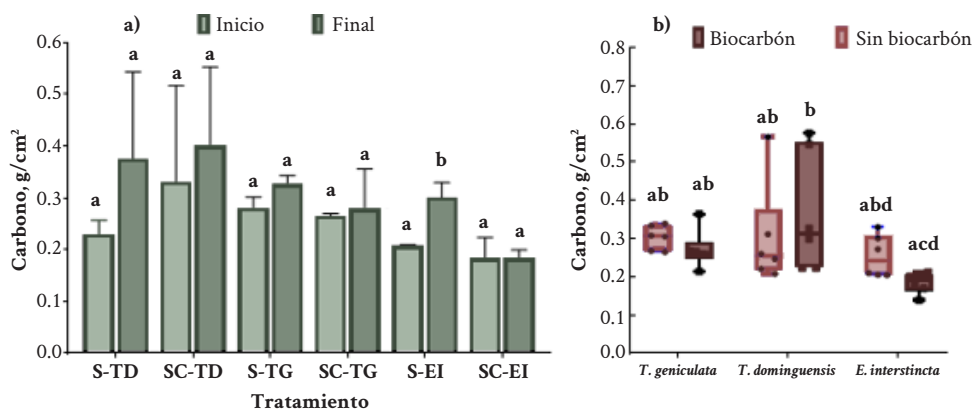
Autores mencionan que la diversidad de plantas en CW aumentan la producción de biomasa y el secuestro de carbono. Du et al. (2018) estudiaron el efecto de la diversidad de cuatro especies tolerantes al agua (*Oenanthe javanica* (Blume) DC., *Phalaris arundinacea* L., *Rumex japonicus* Hoult. y *Reineckia carnea* (Andr.) Kunth.) sobre el secuestro de carbono en el sustrato y la mitigación de las emisiones de dióxido de carbono mediante la biomasa aérea. Utilizaron 90 microcosmos de flujo subsuperficial vertical que incluía: monocultivo para cada una de las cuatro especies, seis policultivos de combinaciones de dos especies, cuatro policultivos de combinaciones de tres especies y un policultivo de una combinación de cuatro especies. Cada microcosmos fue plantado con 12 individuos. Los resultados arrojaron que los microcosmos constituidos con riqueza de especies redujeron el potencial de calentamiento global teniendo en cuenta el secuestro de

carbono y las emisiones de CO₂ y en general las especies *R. japonicus* y *O. javanica* fueron eficientes en la disminución de calentamiento global.

Autores como Avellan et al. (2017) mencionan que las especies *Typha dominguensis dominguensis* y *Phragmites australis*, son comúnmente plantadas en CW. Asimismo, Overbeek et al. (2018) descubrieron alto contenido de materia orgánica en CW plantados con especies del género *Typha* (*T. dominguensis dominguensis* y *T. angustifolia*) con capacidad de acumulación de 23 y 267 g C m⁻² y-1 de C (Jamion et al., 2022; Bernal y Mitsch, 2013; Guo et al., 2017; Iseyemi et al., 2019; Reddy et al., 2016).

Figura 5.5.

Captura de carbono en humedales de tratamiento con y sin adición de biocarbón.



Nota: TD: *T. dominguensis*; EI: *E. interstincta*; TG: *T. geniculata*; S: suelo sin biocarbón; SC: suelo con biocarbón.

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

5.4. Conclusiones

En general, los resultados de este estudio sugieren que los HTs pueden ser una herramienta prometedora para la restauración de suelos mineros contaminados, así como para la mitigación de la contaminación por metales pesados y la captura de carbono en diferentes contextos am-

bientales. Lo anterior, teniendo en cuenta el éxito de la fitorremediación en los HTs, puesto que demostró ser una estrategia efectiva para la remediación de suelos contaminados por metales pesados, con una significativa remoción de estos contaminantes al final del proceso. Asimismo, se observó que los HTs fueron capaces de capturar carbono, con la presencia de plantas influyendo en la retención de carbono en el suelo, lo que contribuye al secuestro de carbono y a la mitigación del cambio climático. En este sentido, la elección de las especies de planta en los HTs tuvo un impacto significativo en la eficiencia de la fitorremediación y en la captura de carbono, resaltando la importancia de seleccionar adecuadamente las especies para maximizar los beneficios ambientales.

Por todo lo anterior, se destaca la transición hacia técnicas de remediación más sostenibles y sustentables, como la fitorremediación en humedales, que ofrecen una alternativa viable a los métodos convencionales costosos y riesgosos para el suelo y el ecosistema.

5.5. Agradecimientos

El desarrollo de esta investigación fue apoyada por el proyecto titulado “Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generado por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre y Chocó” con código BPIN 2020000100055, y el proyecto interno: “El compostaje como alternativa de tratamiento y valorización de biomasa vegetal contaminada con mercurio proveniente de procesos de fitorremediación, en el municipio de Ayapel Córdoba” con código FCB-01-22.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aghili, S., & Golzary, A. (2023). Greening the earth, healing the soil: A comprehensive life cycle assessment of phytoremediation for heavy metal contamination. *Environmental Technology & Innovation*, 32. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103241>
- Agostini, M., Monterubbianesi, M. Studdert, G., & MAurette, S. (2014). Método simple de aproximación para la estimación de la cantidad de dinero. *CdS*, 32, 1-15. Recuperado, https://www.academia.edu/38617448/Agostini_et_al_CdS_32_2014_Metodo_simple_DAp.
- Akoto, O., Yakubu, S., Ofori, L., Bortey, N., Boadi, N., Horgah, J., Sackey, L. (2023). Multivariate studies and heavy metal pollution in soil from gold mining área. *Heliyon*, 9(1). <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/36685405/>
- Anikwe, M., Ikenganyia, E., Egbonimale, J., & Oputah, C. (2017). Assessment of Some Tropical Plants for Use in the Phytoremediation of Petroleum Contaminated Soil: Effects of Remediation on Soil Physical and Chemical Properties. *International Journal of Plant & Soil Science*, 14(2). <http://dx.doi.org/10.9734/IJPSS/2017/29745>
- Avellan, C., Ardakanian, R., & Gremillion, P. (2017). The role of constructed wetlands for biomass production within the water-soil-waste nexus. *Water Science and Technology*, 75(10), 2237–2245. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.106>

- Bano, S., Tahaira, S., Hasan, S., Tahseen, R., Shabir, G., Iqbal, S., Afzal, M., Amin, M., Boopathy, R., & Mehmood, M. (2023). Improved remediation of amoxicillin-contaminated water by floating treatment wetlands intensified with biochar, nutrients, aeration, and antibiotic-degrading bacteria. *Bioengineered*, 14(1). <https://doi.org/10.1080/21655979.2023.2252207>
- Batool, A., & Saleh, T. (2020). Removal of toxic metals from wastewater in constructed wetlands as a green technology; catalyst role of substrates and chelators. *Ecotoxicol Environ Saf*. 189. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109924>
- Bernal, B., & Mitsch, W. (2013). Carbon sequestration in two created riverine wetlands in the midwestern United States. *Journal of Environmental Quality*, 42(4), 1236–1244. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0229>
- Betancur Corredor, B., Loaiza Usuga, J., Denich, M., & Borgemeister, C. (2018). Gold mining as a potential driver of development in Colombia: Challenges and opportunities. *Journal of Cleaner Production*, 199, 538–53. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.142>
- Calzada, J. (2017). La preservación con alcohol de ejemplares colectados para herbario. *Botanical Sciences*, 95(2), 1-10. <https://doi.org/10.17129/botsci.1382>
- Caraballo, M. (2023). *Evaluación del compostaje como alternativa para la valorización de biomasa contaminada con mercurio en los departamentos de Córdoba, Sucre y Chocó* [Tesis de Maestría, Universidad de Córdoba]. <https://repositorio.unicordoba.edu.co/entities/publication/60c235a9-2a13-4302-863b-358d9beded9a>

- Du, Y., Pan, K., Yu, C., Luo, B., Gu, W., Sun, H., Min, Y., Liu, D., Geng, Y., Han, W., Chang, S., Liu, Y., Li, D., Ge, Y., & Chang, J. (2018). Plant diversity decreases net global warming potential integrating multiple functions in microcosms of constructed wetlands. *Journal of Cleaner Production*, 184, 718–726. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.273>
- Fellet, G., Marchiol, L., Delle Vedove, G., & Peressotti, A. (2011). Application of biochar on mine tailings: Effects and perspectives for land reclamation. *Chemosphere*, 83(9), 1262–1267. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.03.053>
- Ferrarini, A., Fracasso, A., Spini, G., Fornasier, F., Taskin, E., Fontanella, M., Beone, G., Amaducci, S., & Puglisi, E. (2021). Bioaugmented phytoremediation of metal-contaminated soils and sediments by hemp and giant reed. *Frontiers in Microbiology*, 12, 645893. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.645893>
- Gaballah, M., Abdelwahab, O., Barakat, K., & Stefanakis, A. (2022). A pilot system integrating a settling technique and a horizontal subsurface flow constructed wetland for the treatment of polluted lake water. *Chemosphere*, 295. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133844>
- Guo, J., Jiang, H., Bian, H., Sheng, L., He, C., & Gao, Y. (2017). Natural succession is a feasible approach for cultivated peatland restoration in Northeast China. *Ecological Engineering*, 104(1), 110–116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.001>
- Gao, Y., Wu, P., Jeyakumar, P., Bolan, N., Wang, H., Gao, B., Wang, S., & Wang, B. (2022). Biochar as a potential strategy for remediation of contaminated mining soils: Mechanisms, applications, and future perspectives. *J Environ Manage.* 313. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114973>

- Hadad, H., Mufarrege, M., Di Luca, G., Denaro, A., Nocetti, E., & Maine, M. (2022). Potential metal phytoremediation in peri-urban wetlands using rooted macrophytes. *Ecological Engineering*, 182(4). <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106734>
- Hernández, C., Martínez, S., Martínez, M., Martínez, L., García, M & Perez, C. (2024). In Situ Use of Mining Substrates for Wetland Construction: Results of a Pilot Experiment. *Plants (Basel)*. 13(8). <https://doi.org/10.3390/plants13081161>
- Hou, Y., Zhao., Lu, J., Wei, Q., Zang, L., & Zhai, X. (2023). Environmental contamination and health risk assessment of potentially toxic trace metal elements in soils near gold mines - A global meta-analysis. *Environ. Pollut.* 330. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121803>
- Iseyemi, O., Farris, J., Moore, M., Green, V., Locke, M., & Choi, S. (2019). Characterizing organic carbon storage in experimental agricultural ditch systems in Northeast Arkansas. *Soil Science Society of America Journal*, 83(3), 751–760. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.10.0370>
- Jamion, N., Lee, K., Mokhtar, M., & Goh, T. (2022). The integration of nature values and services in the nature-based solution assessment framework of constructed wetlands for carbon-water nexus in carbon sequestration and water security. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(5), 1231–1245. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01322-9>
- Jiang, S., Dai, G., Zhou, J., Zhong, J., Liu, J. Shu, Y. (2022). An assessment of integrated amendments of biochar and soil replacement on the phytotoxicity of metal(loid)s in rotated radish-soya bean-amaranth in a mining acidic soil. *Chemosphere*, 287. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132082>

- Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A. & Aryal, N. (2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agentes. *Environmental Advances*, 8. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>
- Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M., Dwivedi, S., & Gupta, D.(2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). *Journal of Environmental Management*, 283. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986>
- Martínez Sepúlveda, J., & Casallas, M. (2018). *Pollution and remediation of soils in Colombia: application to gold mining*. <http://hdl.handle.net/10882/9123>
- Martino, L., Fernández, M., & D'Angelo, C. (2022). Potential phytoremediation system using macrophyte *Limnobia laevigata* to remove in situ Cr from contaminated bottom sediments. *Environmental Technology*, 43(13), 2343-2353. <https://doi.org/10.1080/09593330.2022.2044916>
- Marrugo Madrid, S., Turull, M., Montes, G., Pico, M., Marrugo Negrete, J., & Díez, S. (2021). Phytoremediation of mercury in soils impacted by gold mining: a case-study of Colombia. *Bioremediation for Environmental Sustainability*, 145-160. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820524-2.00007-9>
- Marrugo Negrete, J., Enamorado, G., Durango, J., Pinedo, J., & Díez, S. (2017). Removal of mercury from gold mine effluents using *Limnobia flavida* in constructed wetlands. *Chemosphere*, 167, 188-192. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.130>
- Masarat, N. (2021). Heavy metals accumulation in aquatic macrophytes from an urban lake in Kashmir Himalaya, India. *Environmental Nanotechnology*

- gy, *Monitoring & Management*, 16. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2021ENMM...1600509N/doi:10.1016/j.enmm.2021.100509
- Mun, H., Kim, Y., Suh, D., Lee, S., Singh, D., Jung, E., Lee, C., & Sung, J. (2020). Metabolomic response of *Perilla frutescens* leaves, an edible-medicinal herb, to acclimatize magnesium oversupply. *Plos One*, 15(7), e0236813. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236813>
- Mustafa, H., & Hayder, G. (2021). Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article. *Ain Shams Engineering Journal*, 12(1), 355-365. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2020.05.009>
- Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito (UNODC). (2016). *Explotación de oro de aluvión en Colombia: Evidencias a partir de percepción remota* (Informe, 2016). https://www.unodc.org/documents/colombia/2016/junio/Explotacion_de_Oro_de_Aluvion.pdf
- Overbeek, C., van der Geest, H., van Loon, E., Klink, A., van Heeringen, S., Harpenslager, S. F., & Admiraal, W. (2018). Decomposition of aquatic pioneer vegetation in newly constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 114, 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.046>
- Pak, S., Jeon, M., & Jeon, Y. (2016). Study of sulfuric acid treatment of activated carbon used to enhance mixed VOC removal. *International Biodegradation & Biodegradation*, 113, 194-199. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.019>
- Pat Espadas, A., Loredó, R., Amabilis, L., Gómez, G., & Vidal, G. (2018). Review of Constructed Wetlands for Acid Mine Drainage Treatment. *Water*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/w10111685>

- Reddy, G., Raczkowski, C., Cyrus, J., & Szogi, A. (2016). Carbon sequestration in a surface flow constructed wetland after 12 years of swine wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 73(10), 2501–2508. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.112>
- Rwiza, M., Focus, E., Bayuo, J., Kimaro, J., Kleinke, M., Lyasenga, T., Moses, J., & Marwa, J. (2023). Artisanal and small-scale mining in Tanzania and health implications: A policy perspective. *Heliyon*, 9(4). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14616>
- Sánchez Castro, I., Molina, L., Prieto Fernández, M., & Segura, A. (2023). Past, present and future trends in the remediation of heavy-metal contaminated soil - Remediation techniques applied in real soil-contamination events. *Heliyon*, 9(6). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16692>
- Sato, J., Figueiredo, C., Marchão, R., Madari, B., Benedito, L., Busato, J., & Souza, D. (2014). Methods of soil organic carbon determination in Brazilian savannah soils. *Soils and Plant Nutrition*, 71(4), 573–582. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2013-0306>
- Silva, E., Caixeta, G., Borges, T., Azevedo, L., Guimaraes, I., & Guimaraes, L. (2019). Combining biochar and sewage sludge for immobilization of heavy metals in mining soils. *Ecotoxicol Environ Saf*. 172. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.110>
- Tan, H., Pang, Y., Lim, S., & Chong, W. (2023a). A state-of-the-art of phytoremediation approach for sustainable management of heavy metals recovery. *Environmental Technology & Innovation*, 30. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2023.103043>

- Tan, S., Shah, M., Sufian, S., & Chai, P. (2023b). *Constructed Wetland as an Alternative to Conventional Industrial Wastewater Treatment to Promote Carbon Sequestration for Sustainable Future*. *International Petroleum Technology Conference*. https://www.researchgate.net/publication/368867364_Constructed_Wetland_as_an_Alternative_to_Conventional_Industrial_Wastewater_Treatment_to_Promote_Carbon_Sequestration_for_Sustainable_Future
- Timalsina, H., Gyawali, T., Ghimire, S., & Paudel, S. (2022). Potential application of enhanced phytoremediation for heavy metals treatment in Nepal. *Chemosphere*, 306. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135581>
- Universidad de Córdoba. (2024). Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generado por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre, Chocó. Proyecto BPIN 2020000100055. https://toxicologiaambiental.com/proyecto_fitorremediacion/
- U.S. Environmental Protection Agency. (2007). *Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils*. U.S. Environmental Protection <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/7473.pdf>
- U. S. Environmental Protection Agency. (2015). SW-846 Test Method 7473: *Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry*. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/7473.pdf>
- Villa, J., & Bernal, B. (2017). Carbon sequestration in wetlands, from science to practice: An overview of the biogeochemical process, measurement

- methods, and policy framework. *Ecological Engineering*, 114, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.037>
- Wang, H., Chen, S., Liu, H., Li, J., Zaman, Q., Sultan, K., Rehman, M., Mouna, J., Siddiqui, S., Deng, G., & Chen, A. (2023). Maize straw biochar can alleviate heavy metals stress in potato by improving soil Health. *South African Journal of Botany*, 162(1), 391-401. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sajb.2023.09.024>
- Were, D., Kansime, F., Fetahi, T., Cooper, A., & Jjuuko, C. (2019). Carbon sequestration by wetlands: A critical review of enhancement measures for climate change mitigation. *Earth Systems and Environment*, 3(1), 1–20. <https://doi.org/10.1007/s41748-019-00094-0>
- Yang, Y., & Shen, Q. (2020). Phytoremediation of cadmium-contaminated wetland soil with *Typha latifolia* L. and the underlying mechanisms involved in the heavy-metal uptake and removal. *Environ Sci Pollut Res Int.* 27(5), 4905-4916. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07256-7>
- Yu, H., Kim, S., & Kim, J.(2022). Carbon sequestration potential in montane wetlands of Korea. *Global Ecology and Conservation*, 37, e02166. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02166>