



CENTRO DE CIENCIAS BÁSICAS

DEPARTAMENTO DE FISIOLÓGÍA Y FARMACOLOGÍA

TESIS

EVALUACIÓN DEL EFECTO DE BIOSÓLIDOS Y BIOCHAR EN SUSTRATOS CONTAMINADOS
POR RESIDUOS MINEROS SOBRE LA MOVILIDAD Y BIOADSORCIÓN EN LA BIOMASA
VEGETAL

QUE PRESENTA:

L.C.A Thanya Sophia Crespo Toledo

PARA OPTAR POR EL GRADO DE "DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS"

TUTOR

Dr. Francisco Javier Avelar González

INTEGRANTES DEL COMITÉ TUTORIAL

Dra. Alma Lilian Guerrero Barrera

Dr. Kerry Nigel Mitchell

Aguascalientes, Ags, 11 de abril del 2025

Mtro. En C. Jorge Martín Alférez Chávez
DECANO (A) DEL CENTRO DE CIENCIAS BÁSICAS

PRESENTE

Por medio del presente como **TUTOR** designado del estudiante **THANYA SOPHIA CRESPO TOLEDO** con ID 139170 quien realizó la tesis titulado: **EVALUACIÓN DEL EFECTO DE BIOSÓLIDOS Y BIOCHAR EN SUSTRATOS CONTAMINADOS POR RESIDUOS MINEROS SOBRE LA MOVILIDAD Y BIOADSORCIÓN EN LA BIOMASA VEGETAL**, un trabajo propio, innovador, relevante e inédito y con fundamento en el Artículo 175, Apartado II del Reglamento General de Docencia doy mi consentimiento de que la versión final del documento ha sido revisada y las correcciones se han incorporado apropiadamente, por lo que me permito emitir el **VOTO APROBATORIO**, para que ella pueda proceder a imprimirlo así como continuar con el procedimiento administrativo para la obtención del grado.

Pongo lo anterior a su digna consideración y sin otro particular por el momento, me permito enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"Se Lumen Proferre"

Aguascalientes, Ags., a día 13 de marzo de 2025.

Dr. Francisco Javier Avelar González
Tutor de tesis

c.c.p.- Interesado
c.c.p.- Secretaría Técnica del Programa de Posgrado

Elaborado por: Depto. Apoyo al Posgrado,
Revisado por: Depto. Control Escolar/Depto. Gestión de Calidad,
Aprobado por: Depto. Control Escolar/ Depto. Nuevo al Programa.

Código: NO-SIE-FO-07
Actualización: 03
Emisión: 27/02/19

UNIVERSIDAD DE LOS RIOS
FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS

Mtro. En C. Jorge Martín Alférez Chávez
DECANO (A) DEL CENTRO DE CIENCIAS BÁSICAS

PRESENTE

Por medio del presente como **ASESOR** designado del estudiante **THANYA SOPHIA CRESPO TOLEDO** con ID 139170 quien realizó la tesis titulado: **EVALUACIÓN DEL EFECTO DE BIOSÓLIDOS Y BIOCHAR EN SUSTRATOS CONTAMINADOS POR RESIDUOS MINEROS SOBRE LA MOVILIDAD Y BIOADSORCIÓN EN LA BIOMASA VEGETAL**, un trabajo propio, innovador, relevante e inédito y con fundamento en el Artículo 175, Apartado II del Reglamento General de Docencia doy mi consentimiento de que la versión final del documento ha sido revisada y las correcciones se han incorporado apropiadamente, por lo que me permito emitir el **VOTO APROBATORIO**, para que ella pueda proceder a imprimirlo así como continuar con el procedimiento administrativo para la obtención del grado.

Pongo lo anterior a su digna consideración y sin otro particular por el momento, me permito enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"Se Lumen Proferre"

Aguascalientes, Ags., a día 13 de marzo de 2025.



Dra. Alma Lilian Guerrero Barrera
Asesor de tesis

c.c.p.- Interesado
c.c.p.- Secretaría Técnica del Programa de Posgrado

Revisado por: Depto. Apoyos al Posgrado
Revisado por: Depto. Control Escolar/Depto. Gestión de Calidad
Aprobado por: Depto. Control Escolar/ Depto. Apoyos al Posgrado

Código: DO-SEE-PO-07
Actualización: 03
Emisión: 11/08/19



DICTAMEN DE LIBERACIÓN ACADÉMICA PARA INICIAR LOS TRÁMITES DEL
EXAMEN DE GRADO



Fecha de dictaminación dd/mm/aaaa: 20 de mayo de 2025

NOMBRE: Thanya Sophia Crespo Toledo ID 139170

PROGRAMA: Doctorado en Ciencias Biológicas, Modalidad Directa LGAC (del posgrado): Toxicología y Bioingeniería Ambiental

TIPO DE TRABAJO: { X } Tesis { } Trabajo Práctico

TÍTULO: Evaluación del efecto de biosólidos y biochar en sustratos contaminados por residuos mineros sobre la movilidad y bioadsorción en la biomasa vegetal

El proyecto atiende la problemática de contaminación del suelo, mediante la investigación y evaluación del beneficio del uso de enmiendas en suelos contaminados con cadmio y plomo. Esta es una técnica de remediación in situ con muchas ventajas ya que las enmiendas aplicadas tienen la capacidad de inmovilizar y retener contaminantes. El proyecto de tesis analizó, ex situ, la disponibilidad y movilidad de cadmio y plomo en sedimentos mediante la aplicación de enmiendas orgánicas (biosólidos y biochar de biosólidos) y comparó su efectividad para retener metales en presencia de *Lycopersicon esculentum* (planta de jitomate) evaluando la redistribución de Pb y Cd en los sedimentos y las diferentes partes de la especie vegetal. Los hallazgos principales fueron que las enmiendas tuvieron efectos positivos en los parámetros fisicoquímicos determinados, en donde el tratamiento que aumentó de manera significativa el porcentaje de materia orgánica en sedimentos fue la aplicación de biochar. También el biochar resultó ser efectivo en la inmovilización del Pb aumentando su fracción residual (inmóvil) hasta un 80%. Para la inmovilización de Cd no fue tan efectivo, sin embargo, se pudo concluir que las enmiendas inorgánicas o una mezcla de enmiendas suelen ser más efectivas para la retención de este metal en específico.

IMPACTO SOCIAL. (señalar el impacto logrado):

INDICAR SI NO N.A. (NO APLICA) SEGÚN CORRESPONDA:

Elementos para la revisión académica del trabajo de tesis o trabajo práctico:	
SI	El trabajo es congruente con las LGAC del programa de posgrado
SI	La problemática fue abordada desde un enfoque multidisciplinario
SI	Existe coherencia, continuidad y orden lógico del tema central con cada apartado
SI	Los resultados del trabajo dan respuesta a las preguntas de investigación o a la problemática que aborda
SI	Los resultados presentados en el trabajo son de gran relevancia científica, tecnológica o profesional según el área
SI	El trabajo demuestra más de una aportación original al conocimiento de su área
SI	Las aportaciones responden a los problemas prioritarios del país
NO	Generó transferencia del conocimiento o tecnológica
SI	Cumple con la ética para la investigación (reporte de la herramienta antiplagio)
El egresado cumple con lo siguiente:	
SI	Cumple con lo señalado por el Reglamento General de Docencia
SI	Cumple con los requisitos señalados en el plan de estudios (créditos curriculares, optativos, actividades complementarias, estancia, predoctoral, etc)
SI	Cuenta con los votos aprobatorios del comité tutorial, en caso de los posgrados profesionales si tiene solo tutor podrá liberar solo el tutor
N.A.	Cuenta con la carta de satisfacción del Usuario
SI	Coincide con el título y objetivo registrado
SI	Tiene congruencia con cuerpos académicos
SI	Tiene el CVU del Conacyt actualizado
SI	Tiene el artículo aceptado o publicado y cumple con los requisitos institucionales (en caso que proceda)
En caso de Tesis por artículos científicos publicados	
	Aceptación o Publicación de los artículos según el nivel del programa
	El estudiante es el primer autor
	El autor de correspondencia es el Tutor del Núcleo Académico Básico
	En los artículos se ven reflejados los objetivos de la tesis, ya que son producto de este trabajo de investigación.
	Los artículos integran los capítulos de la tesis y se presentan en el idioma en que fueron publicados
	La aceptación o publicación de los artículos en revistas indexadas de alto impacto

Con base a estos criterios, se autoriza se continúen con los trámites de titulación y programación del examen de grado:

SI X

No

Elaboró:

* NOMBRE Y FIRMA DEL CONSEJERO SEGÚN LA LGAC DE ADSCRIPCION:

FIRMAS

Dr. Edgar Eduardo Hernández Cuéllar

NOMBRE Y FIRMA DEL SECRETARIO TÉCNICO:

Dr. Gilberto Alejandro Ocampo Acosta

* En caso de conflicto de intereses, firmará un revisor miembro del NAB de la LGAC correspondiente distinto al tutor o miembro del comité tutorial, asignado por el Decano

Revisó:

NOMBRE Y FIRMA DEL SECRETARIO DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO:

Dr. Alejandro Padilla Díaz

Autorizó:

NOMBRE Y FIRMA DEL DECANO:

M. en C. Jorge Martín Alférez Chávez

Nota: procede el trámite para el Depto. de Apoyo al Posgrado

En cumplimiento con el Art. 105C del Reglamento General de Docencia que a la letra señala entre las funciones del Consejo Académico: ... Cuidar la eficiencia formal del programa de posgrado y el Art. 105F las funciones del Secretario Técnico, llevar el seguimiento de los alumnos.

Elaborado por: D. Apoyo al Posg.

Revisado por: D. Control Escolar/D. Gestión de Calidad.

Aprobado por: D. Control Escolar/ D. Apoyo al Posg.



Contents lists available at ScienceDirect

Case Studies in Chemical and Environmental Engineering

journal homepage: www.sciencedirect.com/journal/case-studies-in-chemical-and-environmental-engineering

Case Report

Integrative assessment of heavy metal risks in mining polluted sediments and soils of Aguascalientes, Mexico

Thanya Crespo-Toledo ^a, Francisco Avelar-González ^{a,*}, Alma Guerrero-Barrera ^b, Kerry Mitchell ^c, Laura Yamamoto-Flores ^a, Oscar Flores-Amaro ^a^a Department of Physiology and Pharmacology, Autonomous University of Aguascalientes, 20100, Aguascalientes, Mexico^b Department of Morphology, Autonomous University of Aguascalientes, 20100, Aguascalientes, Mexico^c Department of Public Health & Preventive Medicine, St. George's University, West Indies, Grenada

ARTICLE INFO

Keywords:

Sequestered attraction

Risk evaluation

PNEC

Mobility factor

ABSTRACT

Residual metals from mining activities pose significant risks to both the environment and human health, especially when they exist in bioavailable and mobile forms. In areas where complex physicochemical characteristics make it difficult to estimate metal mobility, assessing these risks requires an integrated approach. In this case study environmental risk was assessed by integrating the following indicators: ratio between total metal concentration and reference values, geoaccumulation index (Igeo), risk characterization ratio (RCR) and mobility factor (MF). The highest concentrations of Cd, Pb, Cu and Zn in sediments were 45.95, 743.01, 220.24 and 2992.84 mg/Kg, respectively while the concentrations in soils were 26.23, 953, 553.46, and 11948.80 mg/Kg, respectively. The Igeo confirmed moderate to heavily contaminated soils and sediments. Additionally, the RCR exceeded the quotient 1 for all metals, suggesting a significant ecological risk. High MF (up to 70 %) was observed for Cd in both sediments and soils. However, for Pb, Cu and Zn an average of 15 % was observed only in sediments. This study reveals that physicochemical characteristics, pH, Eh, texture, organic matter and CEC influence metal mobility and indicate anthropogenic metal contamination in readily available forms, highlighting the importance of comprehensive physicochemical evaluations and integrative use of different pollution indicators when assessing contamination levels and evaluating associated risks of polluted environments to both human health and the environment.

1. Introduction

The study of metal pollution in soils is of great importance since this matrix represents a crucial but limited resource for human activities. Furthermore, the analysis of sediments close to the soil matrix is equally important since they represent the ultimate sink of heavy metals in rivers or lakes, and thus it is widely employed as a geo-marker for assessing heavy metal pollution and environmental risks and for identifying potential pollution sources [1–3]. Although metals exist naturally in rocks, soil, water, and air, they can represent an environmental risk in high concentrations. These elevated concentrations are often the result of anthropogenic activities, and the metals produced by these activities are usually in more mobile or bioavailable forms that are associated with greater health effects with adverse outcomes that include chronic kidney disease, behavioral and sleep disturbances, reproductive problems, gland dysfunction (thyroid and adrenal), heart disease, and lung, liver

and kidney cancer can develop [4]. Heavy metals in this mobile form also pose a risk to soil and ecosystem health. They can persist in the soil for a long period of time, and they are toxic to most soil organisms responsible for essential ecological processes [5–7]. As with soils, the metals found in sediments depend on the physicochemical characteristics of their composition as to whether they are retained or likely to be released into the water column. Metals may be transported by channelized flows (such as rivers and streams) and due to this, may represent a significant part of sediment contaminants and, at some concentrations, become toxic to the environment [8–10] given that sediments are carriers of this pollutants in the land–water transition zone, retaining almost 99 % of the adsorbed metals after entering into the aquatic ecosystems [11].

This highlights the importance of distinguishing between natural or anthropogenic origin during risk assessment [12,13]. The potential effects of metals in the environment, in soils and sediments, are generally

* Corresponding author.

E-mail address: javier.avelar@edu.aa.com (F. Avelar-González).<https://doi.org/10.1016/j.cse.2025.101130>

Received 19 December 2024; Received in revised form 30 January 2025; Accepted 31 January 2025

Available online 31 January 2025

2666-0164/© 2025 The Authors. Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Agradecimientos

Este trabajo no hubiera sido posible sin la intervención y apoyo de los Doctores integrantes de mi comité tutorial, Dr. Francisco Javier Avelar González, Dra. Alma Lilian Guerrero Barrera y Dr. Kerry Mitchell, que en la distancia siempre estuvo presente y su retroalimentación ha sido invaluable. Laurita y Óscar, agradezco sus siempre oportunos consejos, apoyo y ayuda durante mi estadía en este posgrado (y una disculpa enorme por el digestor).

Gracias a SECIHTI por proporcionarme la beca (#811354) para poder cumplir con esta etapa y objetivo de vida. Gracias a la Universidad Autónoma de Aguascalientes por brindar el espacio y las herramientas necesarias en el Laboratorio de Estudios Ambientales. Gracias al Laboratorio de Análisis de Materiales del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), y por la colaboración para la determinación de carbono orgánico total. Margarita Martínez, jefa de departamento, te agradezco la oportunidad, toda la ayuda y la confianza que me brindaste en esos tres meses de colaboración.

Papá, te estaré eternamente agradecida que nunca me has dejado sola y me acompañas en cada paso de mi vida. Que me has transmitido tu conocimiento, sabiduría, consejos, ternura y amor. Gracias por siempre estar y por protegerme de todo aquello que me causa daño y tristeza.

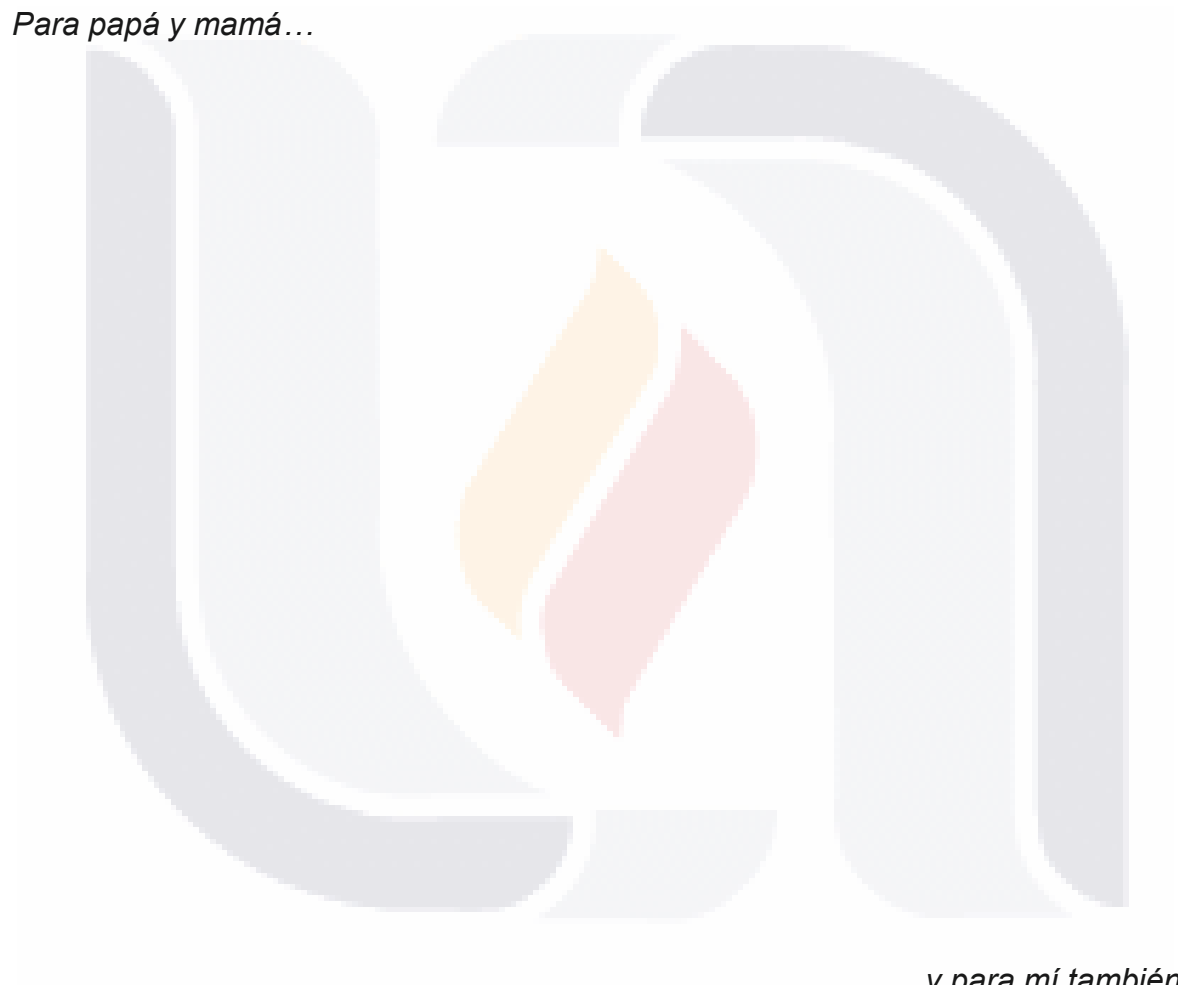
Mamá, agradezco por siempre tu constante presencia, ayuda, amor y enorme paciencia. Gracias a tu cuidado yo he podido crecer, me has brindado el mejor espacio para florecer con seguridad, protección y confianza. Gracias por siempre estar y por todas tus sonrisas.

Katy, agradezco enormemente tu ayuda constante, tu confianza, las risas, tu presencia y los cientos de cafés (y por darme aventón a Asientos). Qué esta amistad sea de esas que duran.

Denisse, nos encontramos al final de esta etapa y *desllegada* no hay. Gracias por todas las pláticas, comidas y risas, y enorme confianza (y también perdón por el digestor).

Dedicatorias

Para papá y mamá...



... y para mí también.

Índice

Resumen	4
Abstract	5
1. Introducción	6
1.1. Contaminación ambiental por metales	6
1.1.1. Cadmio	8
1.1.2. Plomo	10
1.2. Técnicas de remediación de suelos contaminados	11
2. Antecedentes	18
2.1. Aplicación de enmiendas	18
3. Justificación	20
4. Pregunta de investigación	21
5. Objetivos	21
5.1. General.....	21
5.2. Particulares	21
6. Hipótesis	21
7. Metodología	22
7.1. Muestreo de sedimentos.....	22
7.2. Recolección de biosólidos (BS)	23
7.3. Creación de biochar (BC)	23
7.4. Caracterización de suelo, sedimentos y de enmiendas biológicas.....	23
7.4.1. pH, conductividad eléctrica y potencial redox	23
7.4.2. Capacidad de intercambio catiónico	24
7.4.3. Materia orgánica	24
7.4.4. Textura	25
7.4.5. Porcentaje de CaCO_3 equivalente.....	25
7.5. Aplicación de enmiendas al sustrato	25
7.6. Cuantificación de metales.....	26
7.7. Potencial de Lixiviación.....	26
7.8. Extracción secuencial (Fraccionamiento de metales).....	26
7.9. Diseño experimental.....	27
7.10. Brote de plántulas.....	29

7.11.	Trasplante a macetas	30
7.12.	Microscopio electrónico de barrido (SEM)	30
8.	Resultados	31
8.1.	Parámetros fisicoquímicos de sedimentos y enmiendas (pre-tratamiento)	31
8.2.	Parámetros fisicoquímicos en post-tratamiento.	32
8.3.	Potencial de lixiviación pre y postratamiento.	34
8.4.	Extracción secuencial y fraccionamiento de metales pre y postratamiento.....	35
8.5.	Factor de Movilidad	37
8.6.	Enmiendas orgánicas	38
8.6.1.	<i>Biosólidos</i>	38
8.6.2.	<i>Biochar</i>	39
8.7.	Carbono y nitrógeno total	40
8.8.	Influencia de las enmiendas en el desarrollo del tallo y raíz	42
8.9.	Influencia de las enmiendas en la biomasa	43
8.10.	Distribución de Pb y Cd en la especie vegetal	44
8.11.	Factor de traslocación y bioconcentración de Pb y Cd	45
9.	Discusiones	47
9.1.	Caracterización fisicoquímica	47
9.2.	Potencial de lixiviación y Extracción secuencial	51
9.3.	Especie vegetal	54
9.4.	Distribución de Pb y Cd en la especie vegetal	56
9.5.1.	<i>Factor de traslocación y Factor de bioconcentración</i>	56
10.	Conclusiones	58
11.	Referencias	59

Índice de tablas

Tabla 1.	Caracterización fisicoquímica de sedimentos y enmiendas.	31
Tabla 2.	Factor de traslocación, biococentración de Pb.	46
Tabla 3.	Factor de traslocación, bioconcentración de Cd.	46

Índice de figuras

Ilustración 1. Imagen satelital del punto de muestreo en Asientos, Aguascalientes. 22

Ilustración 2. Biosólidos observados en SEM a x250, x1000, y x3000. 38

Ilustración 3. Biochar observado en SEM a x250, x1000 y x3000. 39

Ilustración 4. Determinación de COT y NT en enmiendas (BS y BC). 40

Ilustración 5. Determinación de COT y NT en controles (suelo control y sedimento). 40

Ilustración 6. Determinación de COT y NT en tratamientos de 2% de enmienda. 41

Ilustración 7. Determinación de COT y NT en tratamientos de 5% de enmienda. 41

Ilustración 8. Determinación de COT y NT en tratamientos de 10% de enmienda. 42

Índice de gráficas

Gráfica 1. Valores de pH de controles y de los diferentes tratamientos.....32

Gráfica 2. Valores de Eh en controles y los diferentes tratamientos..... 32

Gráfica 3. Valores de CE en controles y diferentes tratamientos.....33

Gráfica 4. Valores de CIC en controles y diferentes tratamientos. 33

Gráfica 5. Porcentaje de MO en controles y tratamientos.....34

Gráfica 6. Porcentaje de CaCO3 en controles y tratamientos. 34

Gráfica 7. Potencial de lixiviación pre y postratamiento. 35

Gráfica 8. Extracción secuencial de Pb de los diferentes tratamientos. 36

Gráfica 9. Extracción secuencial de Cd de los diferentes tratamientos..... 37

Gráfica 10. Factor de Movilidad de Pb y Cd de los diferentes tratamientos. 37

Gráfica 11. Tamaño de tallo y raíz de Lycopersicum esculentum de los diferentes tratamientos... 43

Gráfica 12. Número de hojas de Lycopersicum esculentum desarrolladas en los diferentes
tratamientos..... 43

Gráfica 13. Pb en parte aérea y raíz de Lycopersicum esculentum. 44

Gráfica 14. Cd en parte aérea y raíz de Lycopersicum esculentum. 45

Resumen

Los metales existen en la matriz del suelo de manera natural y estos se pueden encontrar en bajas concentraciones o no significan un riesgo significativo. Sin embargo, las actividades antropogénicas (como la minería) emiten ciertos tipos de contaminantes al ambiente que pueden resultar altamente tóxicos. Los metales residuales de actividades mineras son un riesgo para la salud ambiental y la salud humana, especialmente si se encuentran en formas móviles y biodisponibles. Este proyecto de tesis se basó en el análisis de sedimentos contaminados con Cd y Pb, se realizó su caracterización fisicoquímica y entre esos parámetros se determinó pH neutro, un muy bajo porcentaje de MO, textura con un alto porcentaje de arenas, y una baja CIC. El contenido de Cd y Pb superó los LMP con 45.95 y 688.42 mg/Kg, respectivamente. El factor de movilidad arrojó porcentajes de Cd y Pb móviles y disponibles de hasta un 50%. La aplicación de enmiendas orgánicas (biosólidos y biochar) en diferentes proporciones resultó ser efectiva para la inmovilización de Pb y Cd (hasta un 80%), y para la mejora de las características fisicoquímicas del suelo como el porcentaje de MO que aumentó cuatro veces más. La biodisponibilidad de los metales se determinó mediante el uso de *L. esculentum*; se realizó la medición del tallo, raíz y el número de hojas de cada plántula además de la determinación de las concentraciones de Cd y Pb en raíces y parte aérea. Gracias a esto se pudo determinar los factores de traslocación y bioacumulación en donde los resultados indicaron que *L. esculentum* en presencia de ambas enmiendas tiene una baja capacidad para absorber el metal en cuestión lo que indica un menor riesgo para la planta misma y una posible introducción a la cadena trófica.

Abstract

Metals exist naturally in the soil matrix and can be found in low concentrations or do not pose a significant risk. However, anthropogenic activities (such as mining) emit certain types of pollutants into the environment that can be highly toxic. Residual metals from mining activities are a risk to environmental health and human health, especially if they are found in mobile and bioavailable forms. This thesis project was based on the analysis of sediments contaminated with Cd and Pb. Their physicochemical characterization was carried out and among these parameters, neutral pH, a very low percentage of OM, texture with a high percentage of sand, and a low CEC were determined. The Cd and Pb content exceeded the LMP with 45.95 and 688.42 mg/Kg, respectively. The mobility factor showed percentages of mobile and available Cd and Pb of up to 50%. The application of organic amendments (biosolids and biochar) in different proportions proved to be effective for the immobilization of Pb and Cd (up to 80%), and for the improvement of the physicochemical characteristics of the soil, such as the percentage of OM, which increased four times more. The bioavailability of the metals was determined by using *L. esculentum*; the measurement of the stem, root and number of leaves of each plant was carried out, in addition to the determination of the concentrations of Cd and Pb in roots and aerial parts. Thanks to this, it was possible to determine the translocation and bioaccumulation factors, where the results indicated that *L. esculentum*, in the presence of both amendments, has a low capacity to absorb the metal in question, which indicates a lower risk for the plant itself and a possible introduction into the food chain.

1. Introducción

1.1. Contaminación ambiental por metales

La contaminación medioambiental representa uno de entre los principales problemas químicos del mundo actual. En tiempos actuales el desarrollo tecnológico y avance industrial han contribuido a llevar una vida llena de ventajas y mejoras que en otros tiempos no habrían sido posible, pero por otro lado, han generado un incremento en la explotación de los recursos naturales. Aparte de la preocupación que surge por la disminución de estos recursos, los residuos que se generan por las actividades antropogénicas deterioran y dañan el suelo, agua y aire de forma continua (Venegas Sepúlveda, 2015).

La degradación del suelo se puede referir a cualquier cambio que origine su deterioro. Según la FAO y la UNESCO, esta degradación implica una disminución en la capacidad real, y potencial, del suelo para producir bienes y servicios, tanto cuantitativa como cualitativamente. El fenómeno de degradación es provocado por el uso que hace el ser humano del suelo; ya sea por medio de actividades directas como la agricultura, ganadería, silvicultura, uso de agroquímicos y sistemas de riego; o mediante actividades indirectas: procesos industriales, gestión de residuos, transporte, entre otras (Delgado-Londoño, 2017).

De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), el suelo es un recurso limitado, cuya pérdida o degradación no es posible revertir en el transcurso de una vida humana. El recurso del suelo tiene un impacto directo en la producción de los alimentos, también influye los otros compartimentos del ecosistema como el aire y el agua. Esto incide en la salud de los seres vivos. La producción de alimentos depende, en gran medida, de suelos sanos y fértiles ya que, aproximadamente, el 95% de los alimentos se generan de manera directa o indirecta en estos suelos.

Entre los principales contaminantes del suelo se encuentran los metales, los compuestos orgánicos persistentes y los contaminantes emergentes, como algunos fármacos y productos para el cuidado personal (FAO, 2018). La contaminación por

metales es de gran preocupación dado que, a diferencia de los contaminantes orgánicos, tienen una permanencia durante la degradación de los residuos y así provocan impactos adversos en los seres vivos. Existe una gran variedad de estudios enfocados a la determinación del impacto causado por estos contaminantes, y se pueden mencionar algunos como el realizado por (Zari et al., 2022), en este estudio encontraron que Zn, Cu, Pb, Cd, As y Cr excedieron los límites establecidos (*UK Soil Guideline Values*), y específicamente para Cr y As determinaron un factor de riesgo para cáncer muy alto. Otro estudio realizado en China (Z. Xu et al., 2022), con el objetivo de analizar la distribución de metales en vegetales, determinó las diferentes vías de distribución de Cd, Cu, Pb y Zn en diferentes vegetales. Los resultados mostraron que Cd superó los límites máximos permisibles, además de que es el metal con el mayor índice de riesgo entre los cuatro metales analizados.

Las actividades económicas que ocasionan un alto nivel de contaminación por metales son la minería, metalúrgica, agricultura, los vehículos motorizados; también se considera el aporte natural de los metales que se da en ciertos acuíferos. En México, diversos estudios han reportado hallazgos de metales en ríos (Navarrete-Rodríguez et al., 2020), lagos, en el aire, zonas agrícolas y urbanas, así como en áreas costeras y marinas. En estas últimas zonas se ha identificado presencia de metales en tejidos de peces y moluscos destinados para consumo humano (Covarrubias & Peña Cabriales, 2017; Rico-Sánchez et al., 2022).

Según el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2021), la minería es la actividad económica que se enfoca en la extracción, explotación y aprovechamiento de minerales y estos se pueden clasificar de acuerdo con su uso. La primer categoría la comprende los minerales **metálicos**: destacan por su brillo y por su buena conductividad de calor y electricidad. Algunos de estos son el oro, plata, plomo, cobre, zinc y hierro. La segunda categoría es **no metálicos**: incluyen materiales que se usan en la industria y construcción como la arena, grava, roca caliza, carbón mineral, azufre, entre otros. Y la tercera categoría es la de los **combustibles o energéticos**: derivados de fósiles, como el petróleo, el gas y el

carbón. En 2018 México contaba con 3,123 establecimientos dedicados a la minería; la cantidad de estos establecimientos han aumentado a lo largo de los años. En 2008 se registraron 2,957 y, posteriormente, en 2014 se registraron 3,032 establecimientos mineros (INEGI, 2021).

Durante el procesamiento del oro y plata se da la contaminación más frecuente de los suelos. Es una técnica que comúnmente utiliza el mercurio o cianuro para el proceso de amalgamación. Estos procesos no permiten una recuperación completa de los compuestos utilizados, por lo que es habitual encontrarlos en los residuos o jales mineros, en forma soluble. Como resultado los jales mineros presentan altas concentraciones de metales. En México, los principales metales contaminantes son el mercurio, arsénico, plomo y cromo; estos se consideran de gran importancia tanto por su concentración como por su toxicidad (Covarrubias & Peña Cabriales, 2017).

Para el desarrollo de este trabajo de investigación se eligieron sedimentos contaminados con metales recolectados cerca de la zona minera del municipio de Asientos, Aguascalientes. Este municipio es conocido por sus actividades mineras desde la época colonial y durante el año 2008 experimentó un aumento en la extracción de metales. Durante un estudio preliminar, que comenzó en el 2012, se encontraron altas concentraciones de Cd y Pb, además de Cu y Zn, en fracciones potencialmente móviles, pero en formas relativamente estables (K. N. Mitchell et al., 2016). Por esta razón se busca evaluar la movilidad de Cd y Pb siendo los metales de más preocupación por su toxicidad y fácil introducción a la cadena trófica.

1.1.1. Cadmio

El cadmio (Cd) es un metal altamente reconocido por su toxicidad, al igual que el plomo y mercurio. Se puede encontrar en el medio ambiente por aporte natural asociado a diversos minerales. Las actividades antropogénicas han incrementado significativamente su distribución, específicamente desde los inicios de la minería y metalurgia de otros metales, y posteriormente su aplicación en procesos industriales. La preocupación y problemática principal que surge con el Cd radica en su toxicidad y en su prolongada vida media. Tiene una gran capacidad para

acumularse en los organismos y ejercer efectos biológicos (Capó Martí, 2007; Chellaiah, 2018).

Se puede detectar el Cd en casi todos los tejidos de la población adulta de países industrializados. Una vez dentro del organismo este metal es transportado por el torrente sanguíneo y se acumula en diversos órganos como los riñones y el hígado, los cuales acumulan entre el 30 y 50% del Cd total que se encuentra en el cuerpo; y el tejido óseo también representa un sitio de acumulación. Su vida media se establece entre 10 y 30 años (Sánchez, 2016). Cuando este metal, y sus compuestos, se encuentran en el suelo se pueden desplazar a lo largo de la matriz, pero esta movilidad depende de factores fisicoquímicos como el pH y porcentaje de materia orgánica, los cuales dependen de las características medioambientales del área. De manera general, el Cd se puede adherir fuertemente a la materia orgánica y esto limita su movilidad, limitando al mismo tiempo que sea absorbido por las plantas y entrar a la cadena trófica (ATSDR, 1999).

Por el contrario, cuando el Cd se encuentra en un ambiente alcalino, puede formar precipitados como carbonato y fosfato, y un aumento del pH (niveles básicos) reduce la adsorción de este metal por las raíces de las plantas. En general, con cada unidad de aumento del pH, la adsorción disminuye en un factor de 1.5. No obstante, a medida que la materia orgánica se descompone, el suelo experimenta acidificación debido a la creación de ácidos orgánicos, que promueven la formación de complejos, mejorando así la biodisponibilidad del metal (Chavez et al., 2016; Rodríguez Albarracín, 2017).

Este metal tiene una biodisponibilidad elevada en el suelo y tiene una movilidad mayor en las plantas que otros metales pesados y, además de reducir la ingesta de nutrientes, causa clorosis, necrosis y retraso del crecimiento de raíces y brotes, puede inhibir la germinación de semillas y reducir el número de hojas por planta (Ali et al., 2020; Baldantoni et al., 2016). Los mecanismos involucrados en la adsorción, por medio de las raíces, de este metal usualmente involucran la competencia por los sitios de adsorción entre el Cd y los minerales a causa de características químicas similares, por ejemplo, los minerales de Cd reemplazan al Ca por tener

una carga idéntica, y un radio iónico y comportamiento químico similar (Kubier et al., 2019).

1.1.2. *Plomo*

La Organización Mundial de la Salud (OMS) (2021) afirma que el plomo (Pb) es un metal nocivo presente de forma natural en la corteza terrestre. Pero su uso extensivo por actividades industriales ha provocado una considerable contaminación ambiental y una mayor exposición humana, lo que supone un problema de salud pública en numerosas zonas del mundo.

El plomo (Pb) es un elemento altamente tóxico, bioacumulable y que se degrada o metaboliza fácilmente en el medio ambiente. Las plantas tienen sólo alrededor de un 0,005 a un 0,13% de plomo en la solución del suelo. Sin embargo, los alimentos son una fuente importante de exposición al Pb, y el riesgo potencial para la población puede deberse a la bioacumulación de Pb en los vegetales comestibles. La exposición al plomo puede causar plumbismo, anemia, nefropatía, cólico gastrointestinal y síntomas del sistema nervioso central. Los síntomas neurológicos incluyen ataxia, encefalopatía, convulsiones, hinchazón del nervio óptico, trastorno de la conciencia (Hu et al., 2017; Matović et al., 2015).

Las principales fuentes de contaminación, que coinciden con las del plomo y el cadmio, ya se han señalado previamente. Estas incluyen los sectores minero, manufacturero y de reciclaje, así como el uso persistente de pinturas y combustibles con plomo. Los niños son particularmente vulnerables a la exposición al plomo, lo que puede provocar problemas de salud, incluyendo impactos en el desarrollo cerebral y del sistema nervioso. En los adultos, este metal puede tener efectos a largo plazo, como un mayor riesgo de hipertensión y daño renal. Las mujeres embarazadas expuestas a altos niveles de plomo pueden sufrir muerte fetal, parto prematuro y bajo peso al nacer (OMS, 2021).

La necesidad de remediar los suelos contaminados con metales radica en que, a lo largo del tiempo, no se eliminan del medio ni sufren modificaciones que los hagan inocuos al medio ambiente o a los seres vivos. Sin embargo, mediante diversas técnicas de remediación, los metales pueden enfrentarse a cambios fisicoquímicos los cuales pueden contenerlos para que no se movilicen hacia los otros compartimentos del ecosistema y también pueden limitar la disponibilidad de los metales y así, evitar su introducción a la cadena trófica.

1.2. Técnicas de remediación de suelos contaminados

El suelo tiende al equilibrio como resultado de un proceso de formación en condiciones naturales y a este proceso se le conoce como **edafogénesis**. Cuando el suelo alcanza estas condiciones de equilibrio se puede encontrar con una cubierta de vegetación la cual aporta materia orgánica de una forma constante. Esto contribuye a la preservación y mejora de estructura del suelo, además de servir como barrera contra la erosión. Cuando estas dinámicas y condiciones se cumplen entonces se puede entender que el suelo tiene una óptima calidad y cumple sus funciones de una manera adecuada (García Izquierdo Carlos, 2008). Este equilibrio se ve afectado por diversas actividades, pero las de mayor impacto son las actividades antropogénicas.

A lo largo de los años se han creado y utilizado diferentes métodos para la recuperación de suelos contaminados. La remediación de suelos contaminados con metales busca minimizar o eliminar el riesgo y/o toxicidad, y existe una variedad de técnicas de remediación de suelos que se pueden utilizar de manera aislada o combinada. Estos enfoques, algunos de los cuales aún son experimentales, incluyen intervenciones mecánicas, químicas o biológicas para limpiar, estabilizar, eliminar, reemplazar o cubrir el suelo contaminado (Laidlaw et al., 2017). Los principales métodos de remediación consisten en la vitrificación in situ, la

excavación y disposición, el lavado de suelos, la fitorremediación y el uso de enmiendas orgánicas (SEMARNAT-INE, s.f.).

El método de **vitrificación in situ** de suelos contaminados se basa en el calentamiento del suelo contaminado a temperaturas de 1400-2000°C. Así se derrite el suelo y se forma un tipo de vidrio o vidrio-cerámico estable que reduce drásticamente su solubilidad y destruye la materia orgánica presente en el suelo. Esta técnica se puede aplicar a diferentes materiales como residuos municipales, residuo de los procesos de metalurgia de zinc, lodos fecales, jales, ceniza de plantas térmicas, residuos nucleares (D. Kim & Kruger, 2018; Torres Agredo et al., 2021; Trifunović, 2021). El material vítreo que se forma en este proceso provee una estabilidad química (es resistente a la lixiviación de los contaminantes “atrapados”), inmoviliza elementos tóxicos, como metales, en su estructura y descompone dioxinas. Es así como metales y residuos peligrosos pueden ser inmovilizados mediante dos principales interacciones con la matriz de vidrio: unión química y encapsulación. Sin embargo, esta técnica de remediación tiene costos muy altos, así que su uso solamente se puede justificar cuando otros tipos de remediación más económicos no se pueden aplicar (Basegio et al., 2009; Trifunović, 2021).

La **excavación y disposición** de suelo contaminado implica su extracción para poder tratarlo fuera del lugar o desecharlo en un vertedero. La excavación también puede implicar la extracción de barriles de sustancias químicas y otros escombros contaminados que fueron enterrados. Esta técnica de remediación no es la más recomendable ya que no ataca el problema de la contaminación, sino que lo desplaza. Además de que puede ser costoso o incluso no viable en algunos casos (EPA, 2012; Ortiz Bernad et al., 2012).

El **lavado** de suelos es una técnica aplicada, generalmente, *ex situ* y consiste en el tamizado del suelo excavado y posteriormente someterlo a un proceso de lavado con extractantes químicos. Este proceso facilita la desorción y solubilización de los contaminantes. Parte de la contaminación puede disolverse en el agua de lavado, la cuál debe ser tratada posteriormente. La fracción fina (limo y arcilla) del suelo que

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

contiene el contaminante puede tratarse posteriormente o es destinado a disposición final. Esta técnica presenta más desventajas en su aplicación ya que la mezcla de contaminantes puede ser tan compleja y/o heterogénea que hace muy difícil encontrar una sola solución de lavado que elimine de manera eficaz los contaminantes en cuestión. También el agua residual del lavado requiere un tratamiento posterior, además de que el suelo lavado puede requerir tratamientos adicionales para eliminar solventes remanentes (Fundación Chile, 2019; Ortiz Bernad et al., 2012).

La **fitorremediación** consiste en la aplicación de plantas a suelos contaminados. El objetivo de esta técnica es remover, transferir, estabilizar, concentrar o degradar contaminantes por medio de las plantas. Puede ser adecuada cuando se trata con contaminantes orgánicos e inorgánicos y se aplica para suelos, lodos y sedimentos, tanto *in situ* como *ex situ*. Esta técnica es una alternativa natural, limpia y económica cuando se compara con otras más invasivas, y ha demostrado su efectividad en la eliminación de metales en suelos y agua. Es una técnica de bajo costo y su capacidad para limitar la movilidad de contaminantes al ambiente y a la columna de agua la hacen muy atractiva para su aplicación. Una de las desventajas de esta técnica yace en el tipo de planta aplicada y del contaminante a tratar. La toxicidad y biodisponibilidad de los productos por degradación no siempre se conocen claramente y se pueden movilizar o bioacumularse en los animales (Fundación Chile, 2019; Ortiz Bernad et al., 2012).

El uso de **enmiendas orgánicas** en el suelo es conocido comúnmente para coadyuvar en la fertilización del suelo y en la recuperación de suelos erosionados, sin embargo, existe otro uso de las enmiendas, las cuales pueden aplicarse como tecnología de remediación de suelos con hidrocarburos, metales, pesticidas entre otros. Una enmienda orgánica es cualquier material orgánico y entre las enmiendas más conocidas se encuentran los residuos como los abonos animales, los biosólidos, los desechos orgánicos domésticos, por lo que su uso cumple una doble función. Por un lado, su empleo ayuda a la regeneración de suelos contaminados,

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

y por otro lado constituyen una solución satisfactoria para el manejo y reutilización de residuos (Ropero Portillo, 2020).

De acuerdo con Huaraca Fernández et al., (2020) las enmiendas orgánicas tienen la capacidad de modificar la dinámica de los metales de forma significativa ya que con su aplicación se puede alterar la solubilidad, disponibilidad, transporte y distribución espacial de estos contaminantes. De manera general estas enmiendas poseen una estructura porosa, un pH alto, una alta capacidad de intercambio catiónico (CIC) y grupos funcionales; estas son las características que afectan al suelo y favorecen la inmovilización de metales. Cabe remarcar que para poder determinar las características de cada enmienda orgánica se requiere hacer un análisis fisicoquímico más profundo (Domínguez Núñez, 2015). Esta técnica de remediación tiene un gran número de ventajas incluyendo su fácil aplicación y bajo costo, además su versatilidad en la inmovilización y redistribución de diversos contaminantes (Carrillo González et al., 2017). Por estas razones se escogieron dos tipos de enmiendas orgánicas (biosólidos y biochar) para poder evaluar su efectividad en la inmovilización de Pb y Cd en sedimentos contaminados por estos metales.

- **Biosólidos**

Los biosólidos son el principal producto final sólido del tratamiento de aguas residuales urbanas. Están compuestos por lodos de depuradora tratados para alcanzar una calidad que reduce o elimina los riesgos para la salud y el medio ambiente, y mejora sus características de uso beneficioso. La producción de biosólidos es inevitable, aproximadamente proporcional al tamaño de la población, y por lo tanto seguirá aumentando con el crecimiento de la población mundial (Marchuk et al., 2023). Otro residuo de este tratamiento de aguas son los lodos que fácilmente pueden confundirse con los biosólidos, y la principal diferencia entre estos dos residuos es que el biosólido fue sometido a un tratamiento o estabilización para reducir la carga bacteriana, además de que contienen un alto valor nutricional y por esta razón pueden usarse para la agricultura y jardinería (Melo Cerón et al.,

2017). Los biosólidos se pueden aplicar como abonos, mejoradores o acondicionadores del suelo y con su aplicación se da el aprovechamiento de este residuo (SEMARNAT, 2002). Las ventajas de la aplicación de este producto a suelos degradados o contaminados son diversas como la retención de agua, mejora de la estructura del suelo por medio de la conservación de su porosidad que permite el paso de agua y aire a través del suelo. Además de que aportan nitrógeno (amonio, nitratos, y nitrógeno orgánico) en formas fácilmente asimilables por las plantas, además del aporte de fósforo y micronutrientes para el crecimiento adecuado de las plantas (Robledo Santoyo, 2012).

La aplicación de biosólidos para mejorar las propiedades del suelo o como enmienda para la retención de diferentes contaminantes como metales ha sido estudiada en los últimos años. Por ejemplo, el estudio realizado por Torri et al., (2021), analiza suelos enmendados con biosólidos, la agregación de zeolitas y los cambios fisicoquímicos que sufren estos suelos. Otro estudio realizado en Canadá (Velicogna et al., 2021) analiza suelos contaminados con nanopartículas de óxido de cobre y las posibles afectaciones que puedan tener en las lombrices. Determinaron que el sulfato de cobre se acumuló en los tejidos de las lombrices de una manera más rápida en suelos sin biosólidos (4 días) que en suelos con biosólidos (17 días), demostrando una retención de los efectos del Cu. Un estudio realizado en Missouri (N. Li et al., 2021) se enfocó en estabilizar Pb, como residuo de actividades mineras, con la aplicación de biosólidos como enmienda, y con esta aplicación lograron reducciones de porcentajes de Pb biodisponible, lixiviable y en plantas.

- **Biochar**

También conocido como biocarbón, se crea a partir de una biomasa que se descompone en una atmósfera reducida, o ausente, de oxígeno así previniendo la combustión total de la biomasa (Ahmad et al., 2014). La materia prima para la preparación de biochar es muy variada. Prácticamente cualquier tipo de material orgánico puede ser pirolizado con esta intención, entre estos materiales se encuentran la paja de trigo, paja de maíz, astillas de madera, cáscara de semilla de

melón, cáscara de cacahuate, cáscara de arroz, abono de ganado o de aves de corral, desperdicios domésticos, biosólidos, piel de frutas, etc., (Tan et al., 2017). Dependiendo de la materia prima, el biochar puede contener diferentes proporciones de celulosa, hemicelulosa y lignina, así que su rendimiento, composición de elementos y contenidos de ceniza son diferentes (Crombie et al., 2013). Como se mencionó previamente, el proceso para la creación de biochar se llama **pirólisis**, la cual se puede dividir en pirólisis lenta o pirólisis rápida. El primer tipo se caracteriza por un proceso de calentamiento de la materia orgánica en la atmósfera ausente de oxígeno, que puede tomar desde minutos hasta horas. Durante este proceso, se generan productos líquidos y sólidos como el *char* (carbón), bioaceite, y *syngas* (Paz-Ferreiro et al., 2018). La temperatura elegida para el proceso de pirólisis es de gran importancia ya que ésta determina muchas de las características del producto final. Un biochar producido a bajas temperaturas (300-400°C) tiende a ser ácido mientras que uno producido a temperaturas más altas (700°C) se inclina a la alcalinización. Otra característica que se ve afectada por la temperatura es la conductividad eléctrica, a temperaturas de 500°C la conductividad aumenta, pero a temperaturas más altas disminuye (Hossain et al., 2011). Los biosólidos pirolizados tienen una superficie específica de 360 m²/g, aproximadamente, y esta superficie se ha demostrado efectiva como adsorbente de diversos contaminantes como metales, fenoles y tintes (Fonts et al., 2012). Además, el proceso de pirólisis reduce el volumen de los biosólidos y elimina patógenos. El biochar derivado de biosólidos posee una gran cantidad de carbono y nutrientes, y una gran capacidad de intercambio catiónico; también tiene una estructura porosa y una cantidad significativa de ácidos húmicos y fúlvicos. La aplicación original de este material fue para secuestrar carbono y reducir emisiones de gases de efecto invernadero emitidas por suelos o por el manejo de residuos. Actualmente surgió un gran interés por la aplicación del biochar para la inmovilización de contaminantes orgánicos e inorgánicos (Cao et al., 2009; Kookana, 2010; Lehmann et al., 2009).

La remediación con biochar se encuentra entre una remediación física y una remediación química. Por un lado, los contaminantes inorgánicos pueden ser removidos por adsorción química y los contaminantes orgánicos pueden ser

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

removidos por su distribución. Por otro lado, la aplicación de biochar afecta la solubilidad, valencia y la existencia de metales en el suelo, así se logra su inmovilización (Ahmad et al., 2014).

Las enmiendas aplicadas a suelos contaminados pueden servir como una etapa de tratamiento previa a la introducción de vegetación ya que pueden disminuir la toxicidad mediante la inmovilización de los metales y mejoran las propiedades fisicoquímicas del suelo.



2. Antecedentes

A continuación, se describen brevemente algunos trabajos e investigaciones que se han hecho con relación a la aplicación de enmiendas biológicas para la inmovilización de metales.

2.1. Aplicación de enmiendas

Las enmiendas más conocidas son aquellas compuestas por residuos vegetales, composteados o no, y los desechos animales que, normalmente, son estiércoles porcinos y de aves de corral, además la vermicomposta y el *biochar*. Este último, también conocido como biocarbón, es un compuesto sólido altamente poroso compuesto de 70% de carbón en forma estable, recalcitrante derivado de la pirólisis de la biomasa residual. Su rendimiento y propiedades están fuertemente influenciados por las condiciones de pirólisis y la composición de la materia prima; esta enmienda tiene una gran importancia en el campo de la remediación del suelo (Huaraca-Fernandez et al., 2020).

En estudios anteriores se ha demostrado la eficiencia de la aplicación de enmiendas biológicas en suelos contaminados por metales pesados, por ejemplo, Comese et al., (2009) en Argentina, experimentaron con enmiendas de harina de hueso y lombricomposta en donde el mejor resultado fue una mezcla de ambas enmiendas para el mantenimiento de propiedades del suelo a tratar (suelo de huerto) y su productividad; Martínez Madrid & Marrugo Negrete, (2021) publican en Colombia un artículo sobre el efecto de adición de enmiendas en la inmovilización de metales pesados en suelos mineros, los metales objetivo fueron el mercurio (Hg), plomo (Pb), cadmio (Cd) y arsénico (As), y utilizaron enmiendas de *biochar*, vermicomposta y cal en diferentes concentraciones de cada una. Los resultados arrojados demostraron que la vermicomposta y cal son los mejores para retener Pb, Cd y Hg mientras que la cal es la mejor para la retención de arsénico; Venegas, en España (2015), realiza una evaluación de la adición de materiales de orgánicos para la remediación de suelos contaminados con metales pesados, en esta investigación se hace uso de seis enmiendas orgánicas: residuos orgánicos municipales, residuos orgánicos domésticos, residuos sólidos urbanos, residuos vegetales, derivados de

la industria del aceite de oliva y dos tipos de *biochar*. Se demostró que los residuos orgánicos municipales, residuos vegetales y los *biochar* son las enmiendas más eficaces en la disminución de la disponibilidad de metales pesados.

Este trabajo de tesis es una continuación en el estudio y análisis de la aplicación de enmiendas biológicas en suelos contaminados con metales. Los estudios previos realizados dentro de la Universidad Autónoma de Aguascalientes, y que son una aportación muy importante a la investigación de contaminación en suelos mineros, se han enfocado en la inmovilización y estabilización de metales pesados. Gutiérrez Cervantes, (2011) presenta “Estudio sobre las condiciones de operación para la inmovilización de metales pesados en jales mineros, empleando biosólidos composteados” en donde se encontró que una relación efectiva para la inmovilización de metales es de 25g de enmienda por cada 100 gr de jal. Ramos Gómez, (2012) publica el estudio “Tratamiento de jales y sedimentos contaminados con metales pesados mediante la aplicación de biosólidos” en donde cuantificó el contenido total de metales de jales mineros, sedimentos y biosólidos para posteriormente usar biosólidos para la inmovilización de estos metales. El estudio realizado por Mitchell (K. Mitchell, 2016; K. Mitchell et al., 2018), que se enfoca en la inmovilización de metales con la aplicación de enmiendas, específicamente biosólidos recolectados de la planta tratadora de aguas residuales de la Universidad Autónoma de Aguascalientes, es el trabajo precedente en el cual se basa este proyecto de tesis y el enfoque principal es el análisis de las enmiendas elegidas (biosólidos y *biochar* derivado de este material) y la retención de Pb y Cd en sedimentos contaminados con estos residuos mineros, y comprobando su efectividad con la aplicación de una especie vegetal.

3. Justificación

La problemática ambiental del suelo ha sido de gran interés en los últimos años ya que, principalmente, su origen se debe a las actividades antropogénicas. Esta contaminación es la causa principal del deterioro del suelo, pudiendo generar erosión, desertificación, pérdida de fertilidad, entre otros, reduciendo así la calidad y productividad de este.

La actividad minera es de gran importancia económica para las entidades, sin embargo, la contaminación por sus procesos y mal manejo de residuos origina una contaminación de suelos y sedimentos tanto del sitio en uso como de sitios cercanos a esta actividad; la contaminación por metales es de gran preocupación ya que tienen características que los hacen biodisponibles a las plantas y lixiviables a los cuerpos de agua cercanos, volviéndolos un peligro inmediato para la vida humana. La toxicidad de estos metales depende mucho de las características fisicoquímicas de la matriz en donde se encuentren: pH, potencial óxido-reducción, contenido de materia orgánica, textura, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico. Estas características son de alto interés ya que determinan la movilidad y biodisponibilidad de los metales.

Es por eso necesario caracterizar las zonas contaminadas por metales, consecuencia de la actividad minera. Dado que este proyecto de tesis toma como base de referencia estudios que analizan la biodisponibilidad de metales como Pb y Cd, se busca poder analizar la disponibilidad y movilidad de estos metales en sedimentos mediante la aplicación de enmiendas orgánicas (biosólidos y biochar de biosólidos) y comparar su efectividad para retener metales en presencia de *Lycopersicum ersculentum* (planta de jitomate) evaluando la redistribución de Pb y Cd en los sedimentos y las diferentes partes de la especie vegetal.

4. Pregunta de investigación

¿El biochar creado a partir de biosólidos presenta ventajas sobre los biosólidos en la inmovilización de metales en sedimentos?

5. Objetivos

5.1. General

Evaluar el efecto de biosólidos estabilizados en sedimentos contaminados por residuos mineros sobre la movilidad y bioadsorción en la biomasa vegetal.

5.2. Particulares

- Evaluar el efecto de biosólidos y biochar creado a partir de estos sobre la movilidad de residuos mineros.
- Evaluar el efecto de biosólidos y biochar creado a partir de estos sobre la movilidad de residuos mineros en la biomasa vegetal.
- Comparar la efectividad de biosólidos o biochar con relación a la bioadsorción y biodisponibilidad de residuos mineros.

6. Hipótesis

El biochar creado a partir de biosólidos presenta ventajas sobre los biosólidos en la inmovilización de metales en sedimentos.

7. Metodología

7.1. Muestreo de sedimentos

El municipio de Asientos en el estado de Aguascalientes tiene un clima semi árido con temperaturas de hasta 30°C, y con lluvias escasas en julio y noviembre (Gobierno de Aguascalientes, 2023). Las muestras de sedimentos fueron recolectadas en julio del 2022 en un área a 10 m (N22°13'44", W102°6'16") de la zona de descarga de la mina (Figura 1).

El muestreo se llevó a cabo de acuerdo a los protocolos establecidos por la USEPA y SEMARNAT (NOM-021-SEMARNAT-2000, 2003; Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies, 1992); se obtuvieron muestras compuestas mediante cuarteo y homogenización de cuatro submuestras a 1 m de distancia y a 15 cm de profundidad. Las muestras se transportaron en bolsas herméticas al laboratorio donde se secaron a 60°C en el horno y pulverizaron a una partícula de 2 mm. Se almacenaron en bolsas herméticas para uso posterior.



Ilustración 1. Imagen satelital del punto de muestreo en Asientos, Aguascalientes.

7.2. Recolección de biosólidos (BS)

Los biosólidos fueron seleccionados como primera enmienda orgánica. La Universidad Autónoma de Aguascalientes lleva a cabo su propio tratamiento de aguas y como resultado obtienen biosólidos estabilizados: biosólidos puestos en camas de evaporación permaneciendo un promedio de tres meses; y biosólidos composteados que se usan como abono para jardines. Tras un análisis previo de ambos tipos de biosólidos se escogieron los biosólidos estabilizados por tener mejores características fisicoquímicas. Una vez recolectados en cubetas limpias se transportaron al laboratorio, y en charolas se secaron a 60°C en horno y se pulverizaron a un tamaño de partícula de 2 mm.

7.3. Creación de biochar (BC)

Una parte de los biosólidos recolectados y secados, se sometieron a pirólisis. En la mufla a 500°C con un flujo de nitrógeno continuo de 400 ml/min a presión atmosférica. Se realizó la saturación de nitrógeno en la mufla durante una hora y media, y la pirólisis se llevó a cabo durante 15 min. El material se dejó dentro de la mufla durante 5 horas con el mismo flujo de nitrógeno para su enfriamiento.

7.4. Caracterización de suelo, sedimentos y de enmiendas biológicas

Se realizó el análisis fisicoquímico de sedimentos y de enmiendas de acuerdo con la metodología establecida por SEMARNAT (NOM-021-SEMARNAT-2000) y en el manual de técnicas de análisis de suelos (Fernández et al, 2006). Todo parámetro se realizó por quintuplicado.

7.4.1. pH, conductividad eléctrica y potencial redox

Para la determinación de pH, CE (conductividad eléctrica) y potencial redox se hizo uso de un extracto del suelo. Se pesaron 5 g de suelo y se colocaron en tubos para centrifuga de 50 ml, se aforó con agua destilada y se agitaron durante 24 h en el agitador rotatorio. Posteriormente, se centrifugaron a 5000 rpm durante 15 minutos. Para la lectura del pH, se usó un potenciómetro ya calibrado con tres soluciones amortiguadoras a diferentes valores de pH (4, 7 y 10) y se sumergió en el sobrenadante para su determinación (Fernández et al, 2006). Al igual que para el

pH, la C.E. y el potencial REDOX fueron medidos mediante un potenciómetro en el mismo extracto de sedimento.

7.4.2. Capacidad de intercambio catiónico

Se siguió el procedimiento de Fernández y Linares (2006) para la determinación de capacidad de intercambio catiónico. Se pesaron 5 g de sedimento y enmiendas orgánicas y se agregaron 33 ml de $C_2H_7NO_2$ (acetato de amonio) 1N en tubos para centrifuga de 50 ml, se puso en agitación durante 10 minutos; pasado el tiempo se centrifugaron a 5000 rpm por 10 minutos y se desechó el sobrenadante. Este procedimiento se repitió dos veces más. Se agregaron 30 ml de NH_4Cl (cloruro de amonio) 0.25N, se agitó durante 10 minutos y se centrifugó durante el mismo tiempo. Se lavó el sedimento residual con 30 ml de alcohol y se procedió a hacer la prueba de cloruros que consiste en: pipetear 10 ml del sobrenadante alcohólico en un tubo de ensaye y se le agrega una gota de nitrato de plata, si se observa un ligero precipitado blanco la prueba de cloruros es positiva. Se tienen que hacer los lavados necesarios hasta que la prueba de cloruros sea negativa, en este caso se realizaron cuatro lavados.

Se reemplazó el amonio absorbido con tres porciones de 33 ml de $NaCl$ (cloruro de sodio) al 10% agitando y centrifugando de la misma manera anteriormente mencionada. Se decantó cada remplazo del paso anterior en un matraz volumétrico de 100 ml y se completó el volumen con agua destilada. Se determinó nitrógeno amoniacal con el kit de HACH de acuerdo al manual del fabricante.

7.4.3. Materia orgánica

Para la medición de materia orgánica del suelo se siguió el método de Walkley & Black el cual se basa en la oxidación del material orgánico con dicromato de potasio en un medio ácido (Ballesteros y García, 2005). Se pesaron 0.5 g de sedimento y 0.2 g de enmiendas orgánicas. Las muestras se colocaron en un matraz Erlenmeyer de 500 ml, se adicionaron 10 ml de dicromato de potasio y se agregaron 10 ml de ácido sulfúrico concentrado. Inmediatamente se agitó vigorosamente y se dejó reposar durante 30 minutos. Se agregaron 200 ml de agua destilada y 10 ml de

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

ácido fosfórico concentrado, y 3 gotas del indicador de difenilamina. Finalmente se tituló con sulfato ferroso hasta el viraje de color.

7.4.4. Textura

Para la determinación de este parámetro se siguió el método de Bouyoucos. Esta metodología permite determinar la densidad del suelo mediante una suspensión y el uso del hidrómetro ASTM-152 H. Como primer paso se realizó el tamizado de las muestras de sedimentos a un tamaño de partícula de 2 mm. Posteriormente estas se agitaron vigorosamente con Calgon (agente dispersante). La mezcla se dejó reposar para que las diversas partículas del sedimento pudieran sedimentarse y se introdujo el hidrómetro. A la medida indicada por el hidrómetro se realizó una corrección por temperatura y posteriormente se calcularon los porcentajes de arena, arcilla y limo presente en las muestras (NOM-021).

7.4.5. Porcentaje de CaCO_3 equivalente

Esta determinación se realizó con base a la metodología establecida por Rayment y Lyons (2011), en donde se pesaron 5 g de sedimentos y se agregaron 100 ml de HCl 1M. Se tapó y se agitó ocasionalmente durante una hora. Se dejó reposar durante 24 horas, pasado este tiempo se agitó durante 2 horas y se dejó sedimentar durante 30 minutos. Se tomaron 10 ml del sobrenadante y se vaciaron en un matraz Erlenmeyer de 100 ml. Se agregaron 25 ml de agua destilada y 3 gotas de fenolftaleína. Se tituló con NaOH 0.5M hasta el vire de color.

7.5. Aplicación de enmiendas al sustrato

Las enmiendas seleccionadas, biosólidos y biochar, se aplicaron al sedimento contaminado por metales en tres diferentes concentraciones: 2, 5 y 10%. Para asegurar la calidad estadística se realizaron cinco réplicas y dos controles: suelo comercial sin metales y sedimento muestreado sin enmienda. Después de agregar las enmiendas a los sedimentos se dejó en estabilización durante 30 días.

7.6. Cuantificación de metales

Para la caracterización de sedimentos, caracterización de enmiendas e identificación de metales en la biomasa vegetal se cuantificaron mediante espectrofotometría de absorción atómica (Pb y Cd), en la modalidad de flama, empleando el método 3113-B para la cuantificación en el equipo, de los métodos estandarizados (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater., 1999).

7.7. Potencial de Lixiviación

Esta prueba se llevó a cabo con base en la metodología establecida por Houba y colaboradores (2000) la cual consiste en el uso de 5 g de suelo seco y tamizado (<2 mm). Se agitó durante dos horas con la solución extractante de CaCl_2 0.01 M, posteriormente se centrifugó a 5000 rpm durante 15 minutos y el sobrenadante se utilizó para la determinación de metales.

7.8. Extracción secuencial (Fraccionamiento de metales)

La extracción secuencial de metales se realizó de acuerdo con el método de Tessier et al., (1979) donde se obtienen cinco fracciones: intercambiable (F1), unida a carbonatos (F2), unida a óxidos de hierro y manganeso (F3), unida a materia orgánica (F4), y residual (F5).

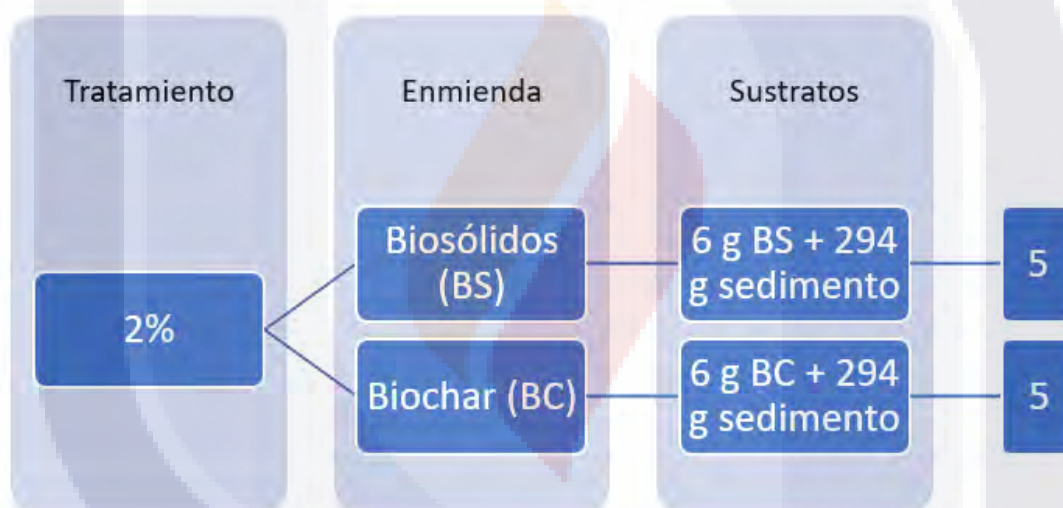
- 1) **Intercambiable.** Sedimento extraído de la lixiviación de 1 g de muestra con 8 mL de una solución de cloruro de magnesio (MgCl_2 1M pH 7.0), en continua agitación por una hora.
- 2) **Unida a carbonatos.** El residuo del paso anterior se mezcla con 8 mL de acetato de sodio (1M a pH 5) en continua agitación durante 5 horas.
- 3) **Unida a óxidos de hierro y manganeso.** Con el residuo del paso anterior se extrae esta fracción agregando 20 mL de $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ al 25% (v/v) HOAc en continua agitación por 6 horas a una temperatura de 85°C.
- 4) **Unida a materia orgánica.** Al residuo anterior se le agregan 3mL de ácido nítrico 0.02 M y 5 mL de peróxido de hidrógeno al 30% con un pH 2 ajustándolo con ácido nítrico. Se lleva a agitación continua por 2 horas a una temperatura de 90°C. Después de que se enfríe se agregan 3 mL de peróxido

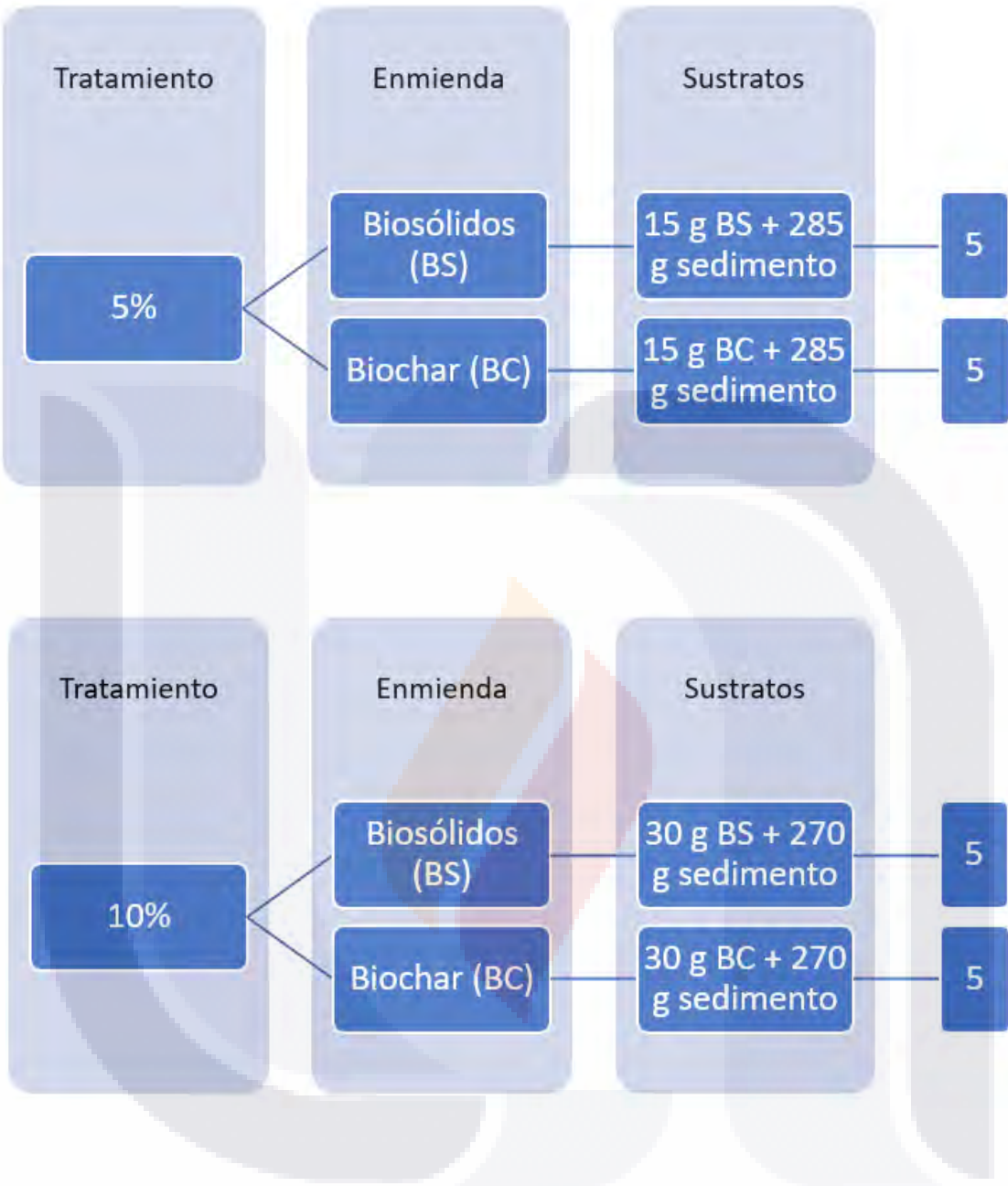
de hidrógeno al 30% con un pH 2. Se continua con la agitación durante 3 horas a 90°C; posterior a su enfriamiento se agregaron 5 mL de NH₄OAc 3.2M en un volumen de 20% de ácido nítrico y la agitación continua por 30 minutos.

- 5) Residual.** Con el residuo del paso anterior se cuantifica la concentración de los metales.

7.9. Diseño experimental

Se establecieron tres diferentes tratamientos del sedimento con enmienda (v/v):





Como parte del diseño experimental también se establecieron dos tipos de control:

- 1. Suelo control (el mismo suelo con el que se brotaron las semillas) + especie vegetal (5 repeticiones).
- 2. Sedimento + especie vegetal (5 repeticiones).

Se eligieron plantas de *Lycopersicum esculentum*, Variedad: Jitomate Marmande V.T., para trasplantar en cada una de las macetas de los tratamientos (2, 5, 10%)

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

y se obtuvieron en total 75 unidades experimentales que se establecieron por la maceta que contiene la mezcla del sedimento + enmienda + especie vegetal.

Como material biológico o especie vegetal se utilizó el jitomate (*Solanum lycopersicum*) de la variedad Jitomate Marmande V.R., sembrado en charolas de 72 cavidades utilizando como sustrato la *Tierra Preparada* de la marca comercial Vigoro.

Las características de estas semillas son:

% Germinación	>92%
% Pureza	99%
Semillas inertes	1%
Tratamiento	Thiram

Para la estabilización se siguió la metodología reportada en (Lin et al, 2018; Smebye et al, 2015; Tanveer et al, 2018) en donde las macetas con la mezcla de sedimento + enmienda se resguardaron en invernadero para llevar un control de la temperatura y la humedad, y durante 30 días se estabilizó esta mezcla manteniendo el 80% de humedad, regando con agua destilada.

7.10. Brote de plántulas

Para brotar las semillas se utilizaron semilleros plásticos con capacidad para 72 plantas con el suelo comercial Vigoro Tierra preparada y se siguieron las instrucciones establecidas en el empaque de las semillas: se llenaron cada uno de los espacios del semillero con sustrato, se humedecieron con agua corriente y se volvieron a llenar con sustrato. Se hizo un hoyo de aproximadamente 1 cm de profundidad y se colocó una semilla por espacio. Se cubrió con sustrato y se humedeció una vez más con cuidado de no saturar el sustrato.

Se siguió la metodología reportada por Fernández-Bravo et al, 2006 que consiste en lo siguiente:

El semillero se envolvió con película plástica y se hizo una incisión por espacio en el plástico (esto permite que el agua llegue al sustrato), posteriormente todo el

semillero se cubrió con plástico negro para limitar la exposición a la luz. El semillero se monitoreó continuamente para revisar la humedad del sustrato, cuando este mostraba signos de sequedad se regaba con agua corriente. Este proceso se repitió hasta que la primera semilla hubo brotado; se quitó la película plástica y se mantuvo el semillero cerca de la luz del sol sin que le diera de manera directa.

Se regó constantemente cuando se el sustrato mostraba signos de sequedad cuidando de no inundar el sustrato.

7.11. Trasplante a macetas

Después de 60 días en semillero, las plántulas se midieron y se trasplantaron a las macetas conteniendo la mezcla de sustrato + enmienda biológica. Se seleccionaron las plantas que tuvieron una estatura similar entre sí y desarrollo de hojas terciarias, eliminando plántulas con dobles tallos, con alturas bajas, sin hojas terciarias o con algún otro tipo de defecto presente en las hojas o tallo.

Antes del trasplante se prepararon las macetas: se vació el contenido de la maceta en una bandeja individual de plástico limpia para descompactar el sedimento y humedecerlo. Posteriormente, se extrajo la plántula con todo y sustrato del semillero y se sumergió hasta el tallo, con mucho cuidado, en una cubeta con agua corriente para desprender el sustrato. Finalmente se trasplantó a cada una de las macetas (Cuevas et al, INE-SEMARNAT, 2012)

Estas macetas fueron resguardadas en un invernadero para mantener un control de temperatura y luz.

7.12. Microscopio electrónico de barrido (SEM)

Se hizo uso del Microscopio Electrónico de Barrido de la Universidad Autónoma de Aguascalientes para poder visualizar la superficie de los biosólidos y biochar utilizados como enmiendas. Se observaron a una escala de x250, x1000, y x3000.

Según la metodología establecida, las muestras pulverizadas (<2mm) y secas se recubrieron en oro para poder realizar su observación.

8. Resultados

8.1. Parámetros fisicoquímicos de sedimentos y enmiendas (pre-tratamiento)

En la tabla 1 se muestran los resultados (previos a los tratamientos) de la determinación fisicoquímica de sedimentos y enmiendas. Se puede observar que los valores de pH son neutros. Los resultados del potencial redox (Eh) indican un medio oxidante en sedimentos y enmiendas, pero los valores para biochar (BC) indican un medio cercano al reductor. Los valores de conductividad eléctrica (CE) indican condiciones normales de salinidad en sedimentos mientras que para enmiendas se dan condiciones ligeramente salinas. La determinación de textura arrojó valores de franco arenoso indicando un sustrato con un mayor porcentaje de arenas que de arcillas. Se obtuvo una capacidad de intercambio catiónico (CIC) media y los porcentajes de materia orgánica (MO) en sedimentos indican un muy bajo contenido, y las enmiendas superan el muy alto porcentaje (>6.0). Se obtuvo un porcentaje alto de CaCO_3 equivalente, de acuerdo a la NOM-021 (%alto, 16 – 20). Los contenidos de Pb y Cd superan los límites máximos permisibles (LMP) establecidos por la norma.

Parámetros	Sedimentos	BS	BC
pH	7.27±0.13	7.29±0.02	7.12±0.03
Eh (mV)	339.14±35.90	106.47±10.43	78.43±6.57
CE (µS/cm)	394±69.41	1032.33±93.15	2392.67±36.56
Textura	Franco arenosa	ND	ND
CIC (Cmol/kg)	17.48±1.76	45.56±2.13	26.75±4.56
MO (%)	0.1718±0.21	42.08±3.23	30.63±2.15
CaCO_3 (%)	35.60±9.58	ND	ND
<i>Metales totales (mg/Kg)</i>			
Pb	688.42±3.15	83.92±1.12	93.58±0.97
Cd	45.95±1.88	5.61±0.25	5.87±0.23

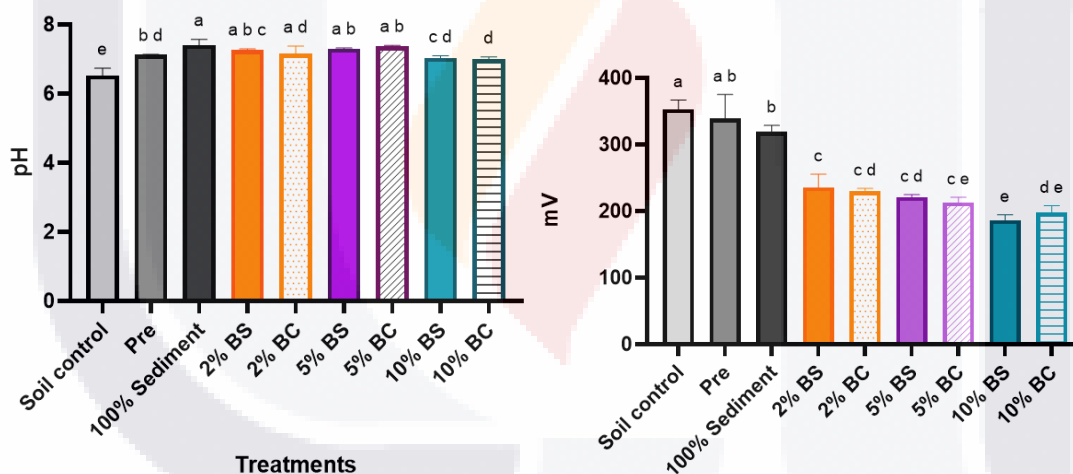
Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de sedimentos y enmiendas.

Nota: media±DE, n=5; Eh (potencial redox), CE (conductividad eléctrica), CIC (capacidad de intercambio catiónico), MO (materia orgánica), CaCO_3 (carbonatos); BS: biosólidos; BC: Biochar; ND: No determinado

8.2. Parámetros fisicoquímicos en post-tratamiento.

En las gráficas postratamiento se incluyen los resultados de los sedimentos previos al tratamiento, además de los controles, para una mejor visibilidad y comparación entre tratamientos.

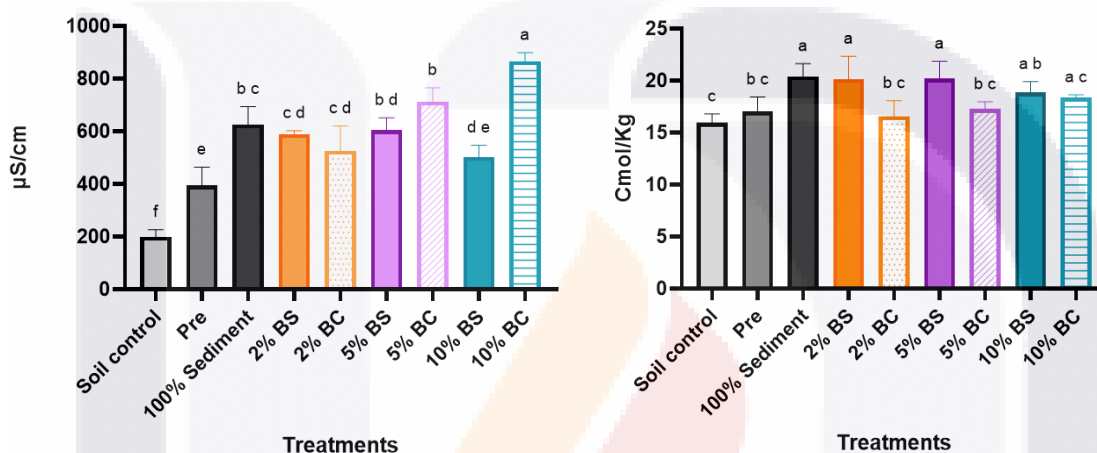
Los resultados obtenidos en los sedimentos previos al tratamiento arrojan valores de pH neutro y el resto de los tratamientos también tienen pH neutros exceptuando por el suelo control (moderadamente ácido), el sedimento sin enmienda y el tratamiento 5 BC (ambos medianamente alcalinos). Los valores del potencial redox se establecen en positivos y negativos, los positivos establecen un ambiente oxidante y los negativos un ambiente reductor. Los valores obtenidos en los tratamientos indican un ambiente oxidante, sin embargo, los valores a partir del tratamiento 2% BS muestran una disminución indicando una cercanía a valores reductores.



Gráfica 1. Valores de pH de controles y de los diferentes tratamientos. Gráfica 2. Valores de Eh en controles y los diferentes tratamientos.

Nota: Valores de pH (izquierda) y Eh (derecha) de controles y diferentes tratamientos. Los brazos de cada barra indican la desviación estándar de cada tratamiento (n=5); análisis comparativo de Tukey ($p < 0.05$) y letras distintas indican una diferencia significativa entre tratamientos.

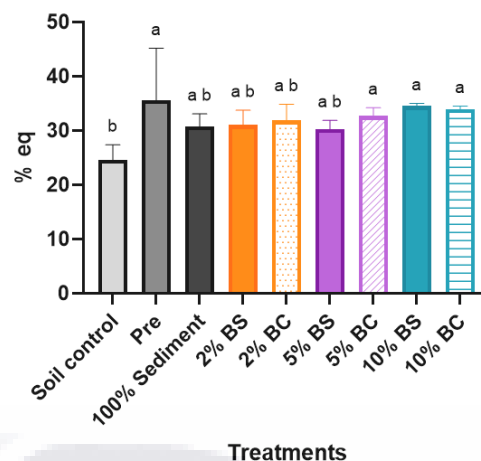
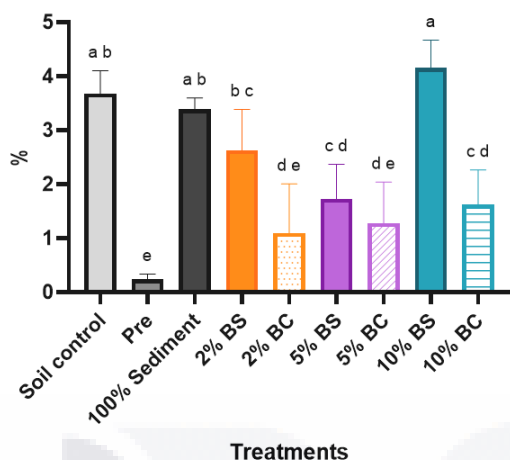
Los cambios en los valores de CE se observan en cuanto se aumenta el porcentaje de enmienda agregada al sedimento, el valor más alto obtenido es en el tratamiento 10 BC con 866 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Una vez analizado los sedimentos y enmiendas se determinó la CIC, previamente al tratamiento los sedimentos tenían una CIC media y posterior a los tratamientos no hubo un cambio en la clase de CIC, sin embargo, los valores variaron de 16.5 a 20.4 Cmol/kg .



Gráfica 3. Valores de CE en controles y diferentes tratamientos. Gráfica 4. Valores de CIC en controles y diferentes tratamientos.

Nota: Valores de CE (izquierda) y CIC (derecha) de controles y diferentes tratamientos. Los brazos de cada barra indican la desviación estándar de cada tratamiento ($n=5$); análisis comparativo de Tukey ($p < 0.05$) y letras distintas indican una diferencia significativa entre tratamientos.

Los sedimentos previos al tratamiento tienen un muy bajo porcentaje de materia orgánica, y una vez aplicadas las enmiendas los porcentajes varían de 1.1 a 4.2 %, siendo este último el contenido de materia orgánica del tratamiento 10% BS indicando un alto porcentaje y el 1.1% (tratamiento 2% BC) demuestra un bajo contenido de materia orgánica.

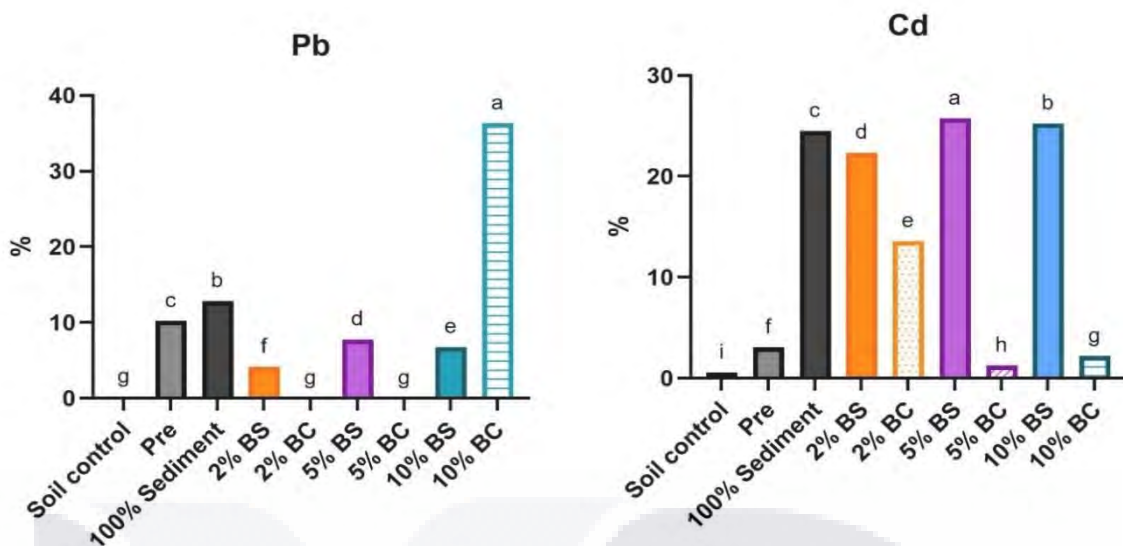


Gráfica 5. Porcentaje de MO en controles y tratamientos. Gráfica 6. Porcentaje de CaCO_3 en controles y tratamientos.

Nota: Valores de MO (izquierda) y CaCO_3 (derecha) de controles y diferentes tratamientos. Los brazos de cada barra indican la desviación estándar de cada tratamiento ($n=5$); análisis comparativo de Tukey ($p < 0.05$) y letras distintas indican una diferencia significativa entre tratamientos.

8.3. Potencial de lixiviación pre y postratamiento.

El potencial de lixiviación muestra diferentes porcentajes en los tratamientos. La mayoría son significativamente diferentes exceptuando los tratamientos de suelo control, 2% BC y 5% BC de Pb en donde este potencial es de 0%. El porcentaje de Cd extractable muestra una tendencia de disminución con la aplicación de BC, siendo el tratamiento 5% BC el más efectivo, seguido del 10% BC que alcanzaron valores significativamente menores que el sedimento previo al tratamiento. Por otro lado, se puede observar que los tratamientos con BS aumentaron significativamente los porcentajes de este metal.

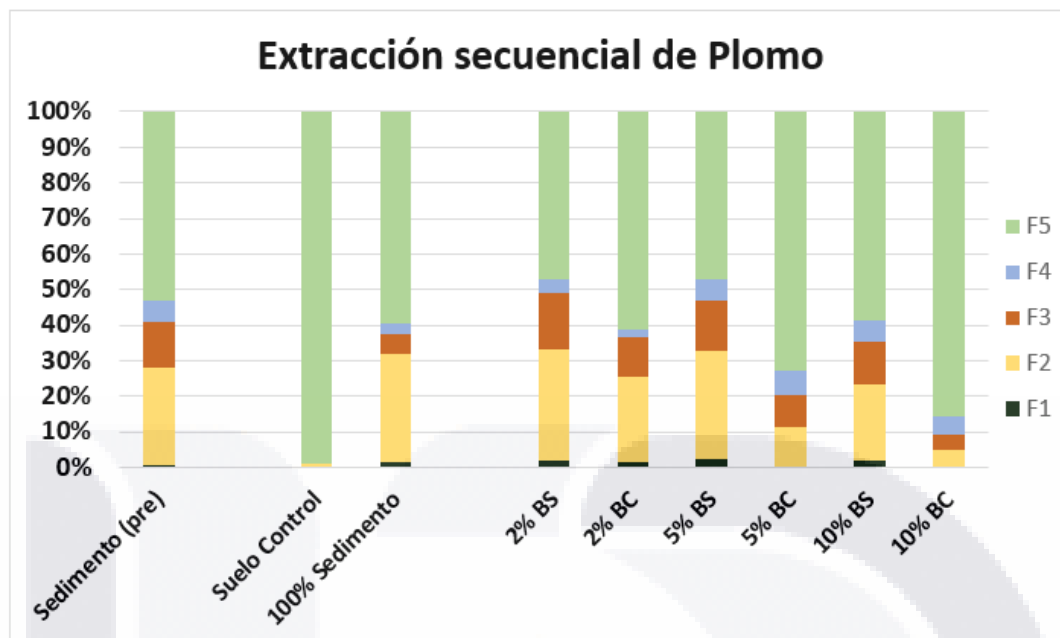


Gráfica 7. Potencial de lixiviación pre y postratamiento.

Nota: Porcentajes del potencial de lixiviación en controles y tratamientos de Pb (izquierda) y Cd (derecha). Los brazos de cada barra indican la desviación estándar de cada tratamiento ($n=5$); análisis comparativo de Tukey ($p < 0.05$) y letras distintas indican una diferencia significativa entre tratamientos.

8.4. Extracción secuencial y fraccionamiento de metales pre y postratamiento

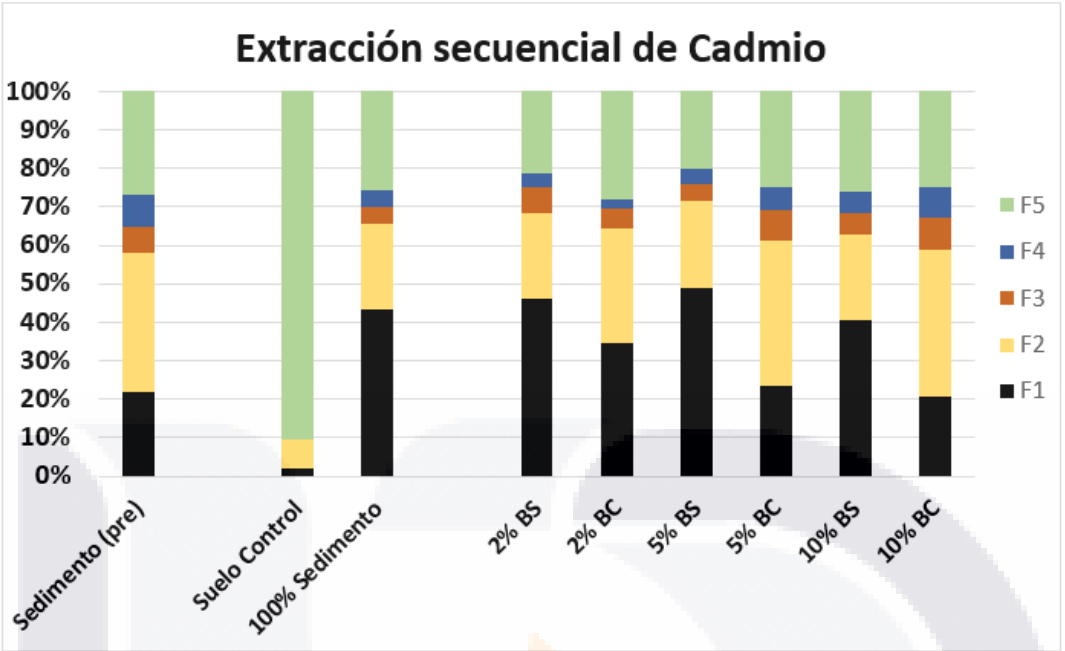
En las gráficas 8 y 9 se pueden observar el Cd y Pb y su distribución en las cinco fracciones. Se puede observar que la distribución de Pb sufrió diversos cambios con la aplicación de enmiendas: con los tratamientos que involucraron los BS se observa un mayor porcentaje en las fracciones 1 y 2, y un menor porcentaje en la fracción residual (F5). De los tratamientos con BC se observa una disminución en las fracciones 1, 2 y 3, y un aumento en F5. El mejor tratamiento comparado con el resto de los tratamientos y el sedimento previo al tratamiento (pre) es el 10% BC ya que con este tratamiento se lograron porcentajes de hasta el 80% en la F5, y un 0% en la F1.



Gráfica 8. Extracción secuencial de Pb de los diferentes tratamientos.

Nota: Porcentajes de la extracción de Pb en controles y tratamientos de Pb (n=5); F1 (intercambiable), F2 (unida a carbonatos), F3 (unida a óxidos de Fe y Mn), F4 (unida a materia orgánica), F5 (residual).

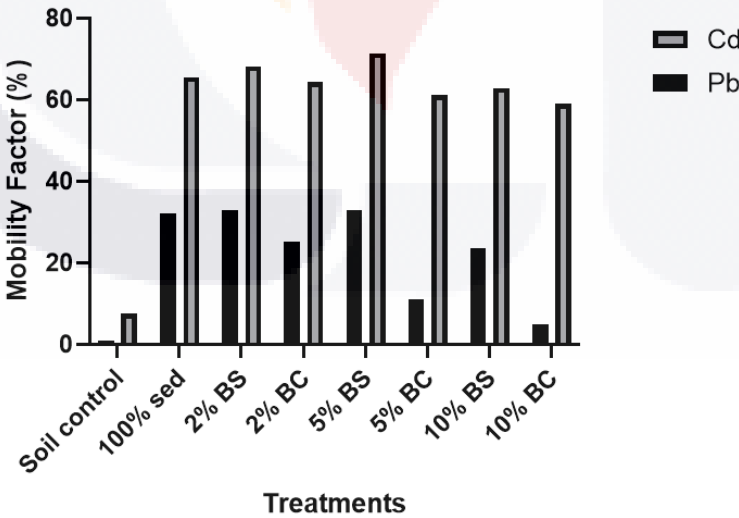
El Cd también sufrió una redistribución con las enmiendas aplicadas. Se puede observar que en el sedimento previo al tratamiento hay un porcentaje de Cd disponible en la F1 (22%) y en la F2 (40%). En los tratamientos con BS el porcentaje de este metal aumentó en la F1 comparado con el sedimento previo al tratamiento, sin embargo, los porcentajes de la F2 disminuyeron. Los tratamientos con la aplicación de BC disminuyeron los porcentajes de las fracciones 1 y 2, especialmente el tratamiento 10% BC.



Gráfica 9. Extracción secuencial de Cd de los diferentes tratamientos.

Nota: Porcentajes de la extracción de Cd en controles y tratamientos de Pb (n=5); F1 (intercambiable), F2 (unida a carbonatos), F3 (unida a óxidos de Fe y Mn), F4 (unida a materia orgánica), F5 (residual).

8.5. Factor de Movilidad



Gráfica 10. Factor de Movilidad de Pb y Cd de los diferentes tratamientos.

El factor de movilidad (FM) representa la facilidad con la que los metales se pueden mover si el medio en el que se encuentran sufre un cambio y se expresa en porcentajes. Se observa que el FM de Pb disminuye a medida que aumenta el porcentaje de enmienda, mientras que el de Cd se mantiene alto a lo largo de los tratamientos.

8.6. Enmiendas orgánicas

Se utilizó el microscopio electrónico de barrido de la Universidad Autónoma de Aguascalientes para poder determinar la estructura física de las enmiendas orgánicas con el objetivo de observar y medir los poros presentes en los biosólidos y biochar.

8.6.1. Biosólidos

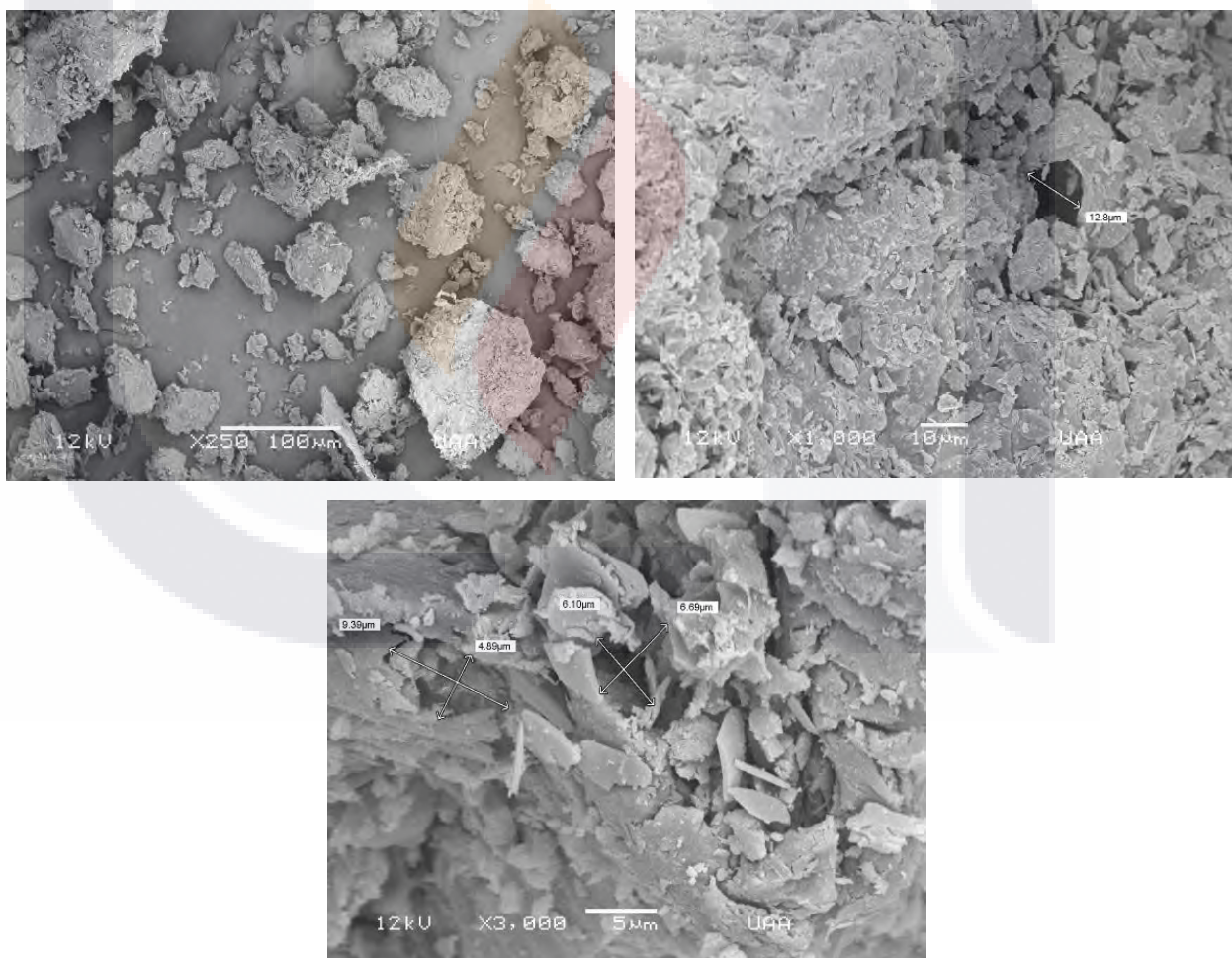


Ilustración 2. Biosólidos observados en SEM a x250, x1000, y x3000.

8.6.2. Biochar

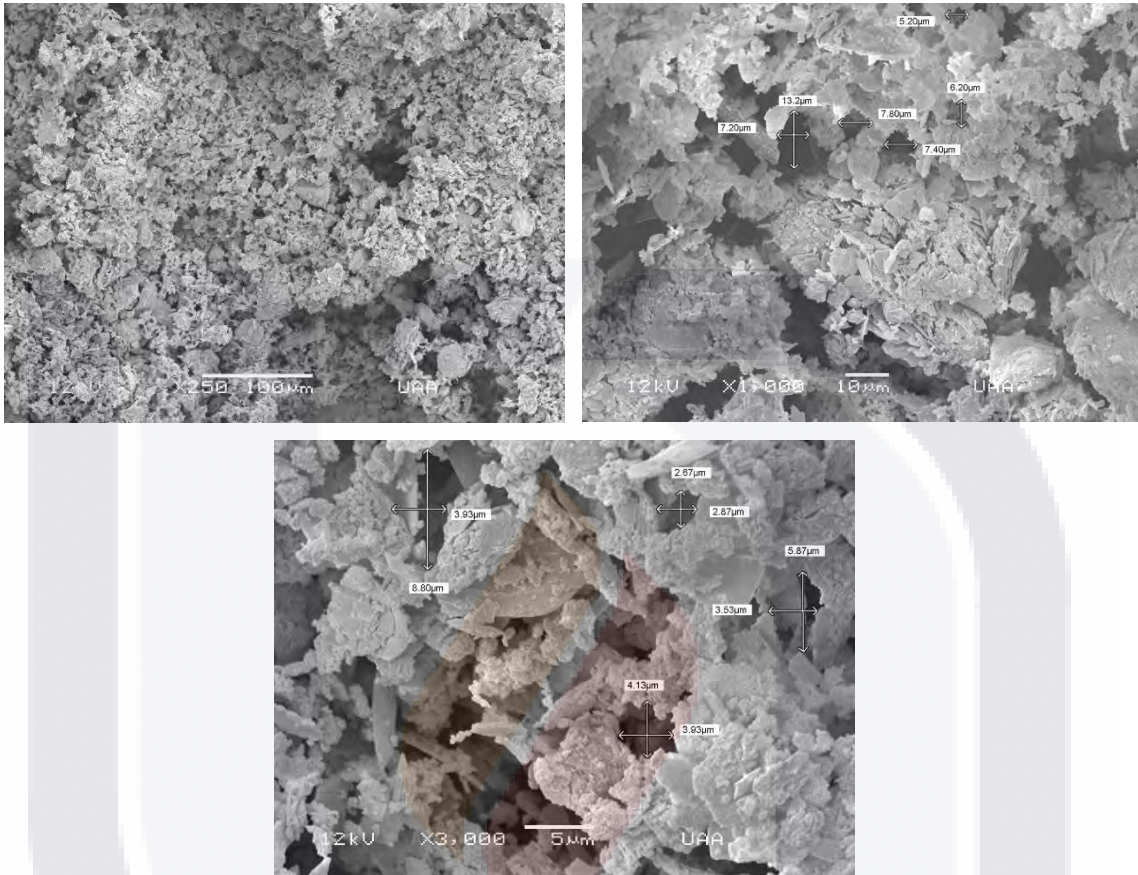


Ilustración 3. Biochar observado en SEM a x250, x1000 y x3000.

8.7. Carbono y nitrógeno total

Se analizaron 10 muestras, de las cuales dos son las enmiendas utilizadas: biosólidos (BS) y biochar (BC) (Figura 1 y 2), dos son controles (Figura 3 y 4) y el resto son las muestras referentes a los tratamientos con biosólidos y biochar creado a partir de estos. Cada tratamiento consistió en agregar 2, 5 o 10% de cada enmienda a sedimentos contaminados, por ejemplo, el tratamiento 2 BC (Figura 6) contiene 2% de biochar y así sucesivamente con todos los tratamientos.

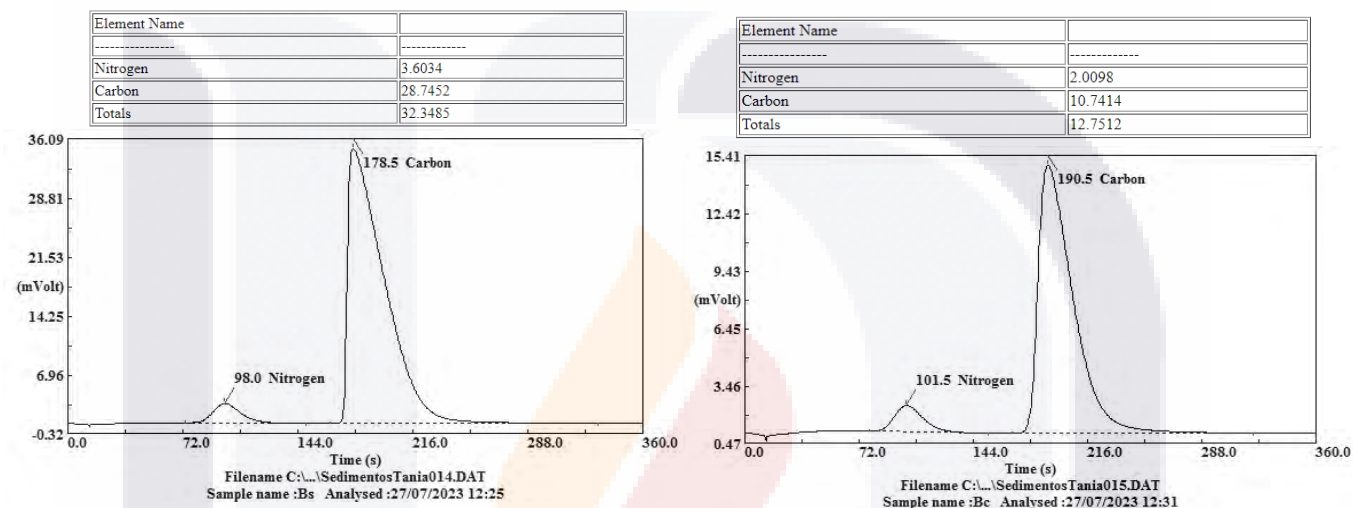


Ilustración 4. Determinación de COT y NT en enmiendas (BS y BC).

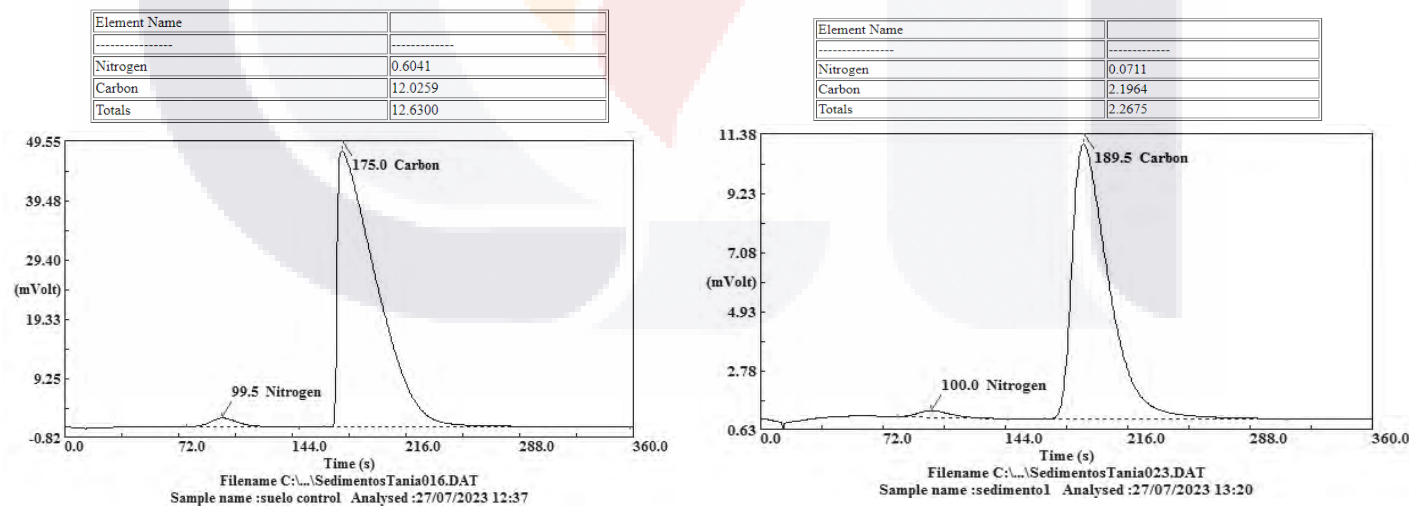


Ilustración 5. Determinación de COT y NT en controles (suelo control y sedimento).

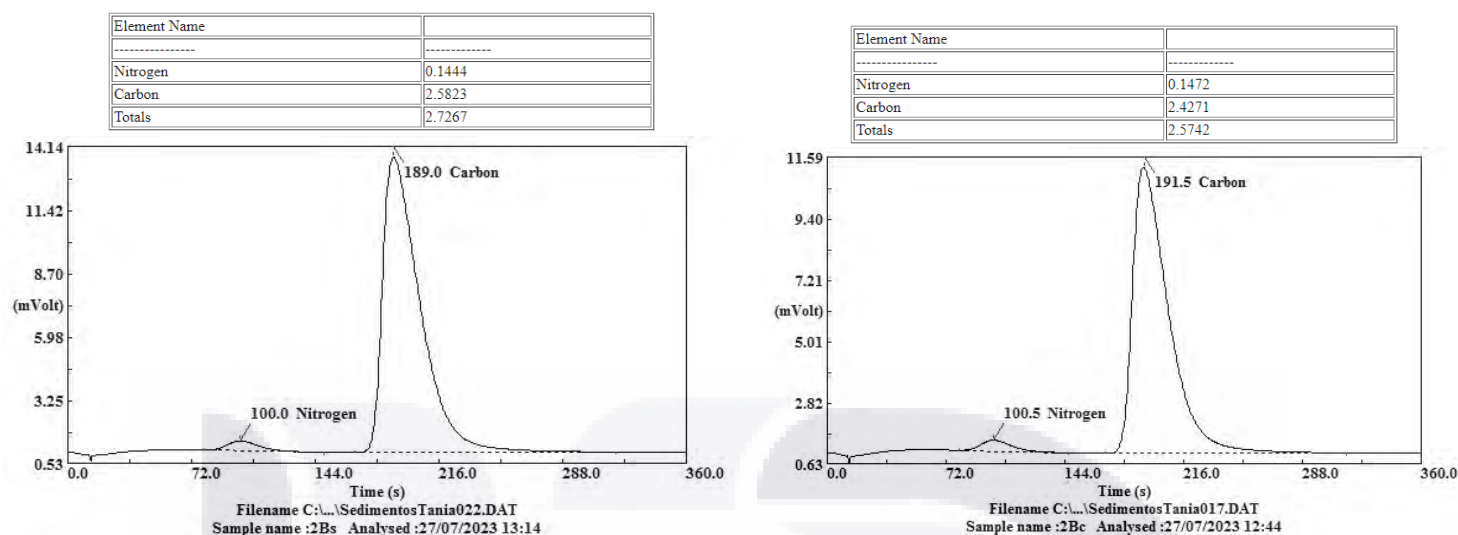


Ilustración 6. Determinación de COT y NT en tratamientos de 2% de enmienda.

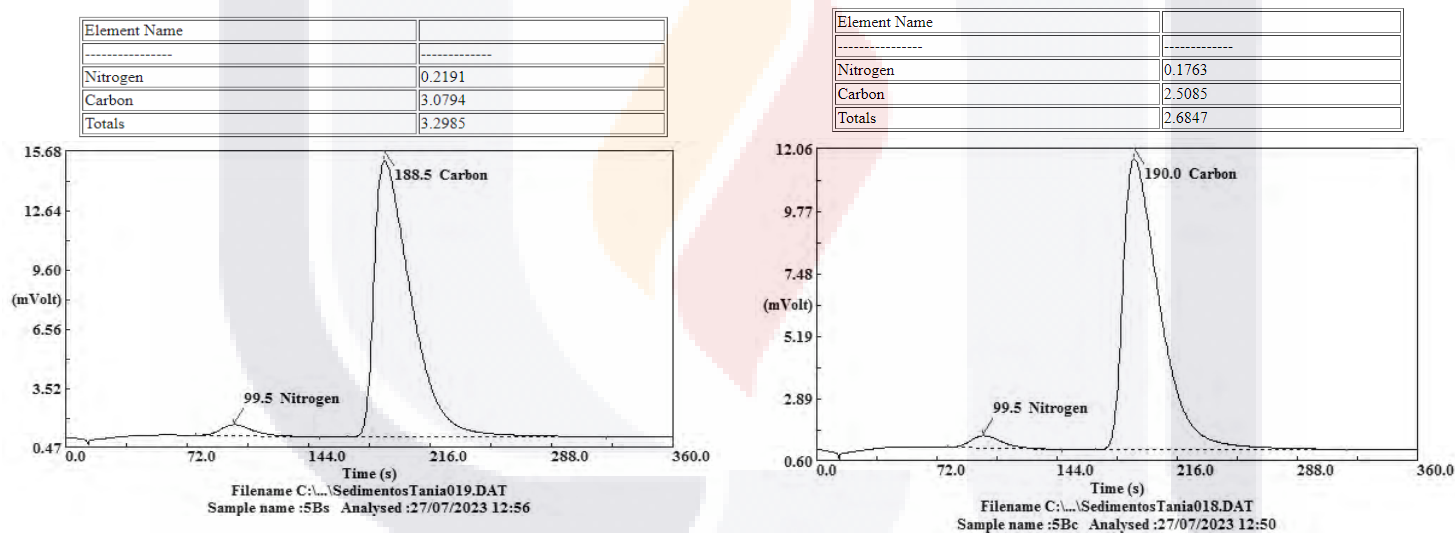


Ilustración 7. Determinación de COT y NT en tratamientos de 5% de enmienda.

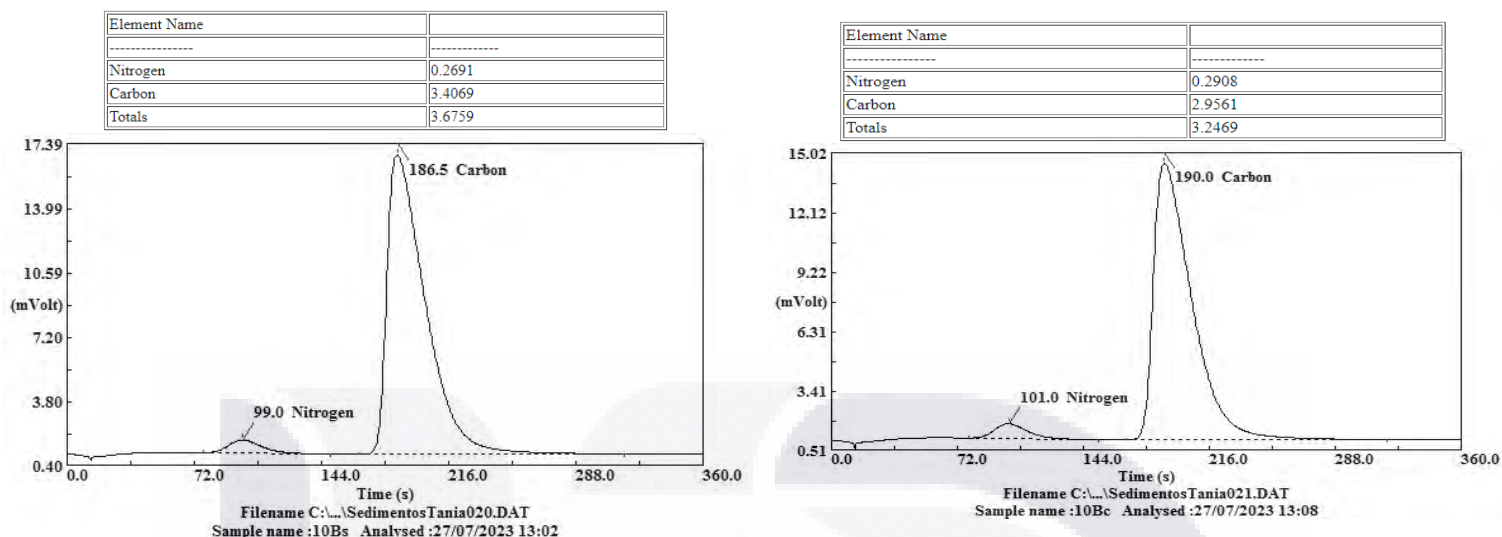
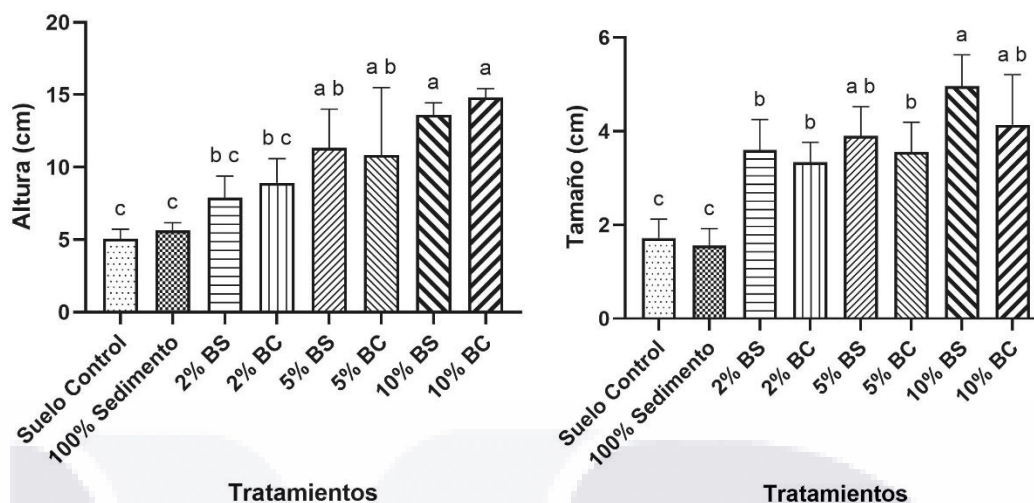


Ilustración 8. Determinación de COT y NT en tratamientos de 10% de enmienda.

8.8. Influencia de las enmiendas en el desarrollo del tallo y raíz

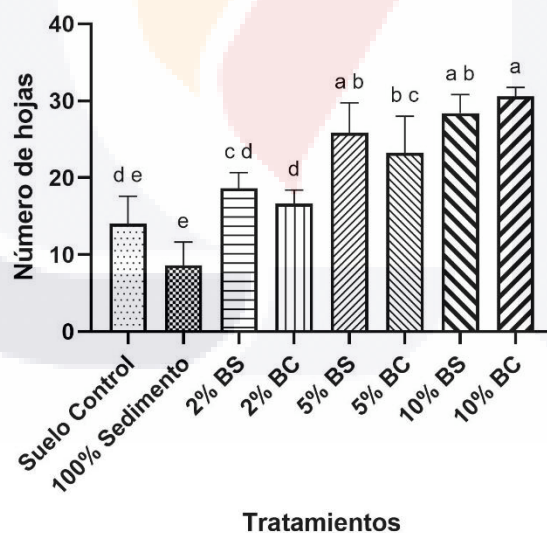
Las plántulas tuvieron un buen desarrollo con la aplicación de las enmiendas. La altura del tallo es directamente proporcional al porcentaje de enmienda aplicada: más enmienda, más altura. Se puede observar que las plántulas control tuvieron un menor crecimiento apenas alcanzando los 5 cm de altura mientras que el mejor tratamiento fue el 10% BC alcanzando prácticamente los 15 cm de altura. Es importante señalar que, de acuerdo a los resultados, no existe una diferencia significativa entre el tipo de enmienda aplicada, pero sí entre el porcentaje aplicado. El desarrollo de la raíz se comporta de una manera similar al tallo: hay un mayor crecimiento con más porcentaje de enmienda aplicada; con los controles se obtuvieron raíces de 2 cm mientras que las raíces más desarrolladas se obtuvieron con la aplicación de 10% de BS (5 cm).



Gráfica 11. Tamaño de tallo y raíz de *Lycopersicon esculentum* de los diferentes tratamientos.

Nota: Medición de tallo (izquierda) y raíz (derecha) de *Lycopersicon esculentum*. Los brazos de cada barra indican la desviación estándar de cada tratamiento (n=5); análisis comparativo de Tukey ($p < 0.05$) y letras distintas indican una diferencia significativa entre tratamientos.

8.9. Influencia de las enmiendas en la biomasa



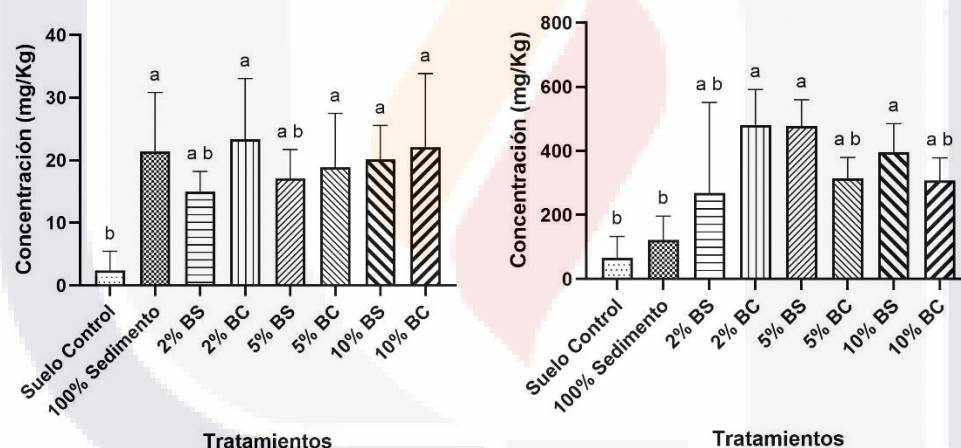
Gráfica 12. Número de hojas de *Lycopersicon esculentum* desarrolladas en los diferentes tratamientos.

Nota: Número de hojas de *Lycopersicon esculentum*. Los brazos de cada barra indican la desviación estándar de cada tratamiento (n=5); análisis comparativo de Tukey ($p < 0.05$) y letras distintas indican una diferencia significativa entre tratamientos.

El desarrollo de biomasa se dio de manera distinta, el número de hojas varió de 8 hasta 30. El menor número de hojas se dio con el control de sedimento contaminado sin intervención de las enmiendas mientras que el número más alto se dio con el 10% BC, sin embargo, no hubo una diferencia significativa entre los tratamientos 5, 10% BS y 10% BC.

8.10. Distribución de Pb y Cd en la especie vegetal

El Pb en los tallos de los diferentes tratamientos tiene concentraciones que van desde los 16 hasta los 22 mg/Kg. Los tratamientos con BS arrojan una menor concentración de Pb que los tratamientos con BC. En raíz, el comportamiento de Pb es un poco distinto. Se muestra una diferencia significativa entre los controles y los tratamientos 2% BC, 5% BC y 10% BS, en donde la mayor concentración del metal se dio con el tratamiento 2% BC. Sin embargo, el metal se encuentra distribuido mayormente en la raíz.

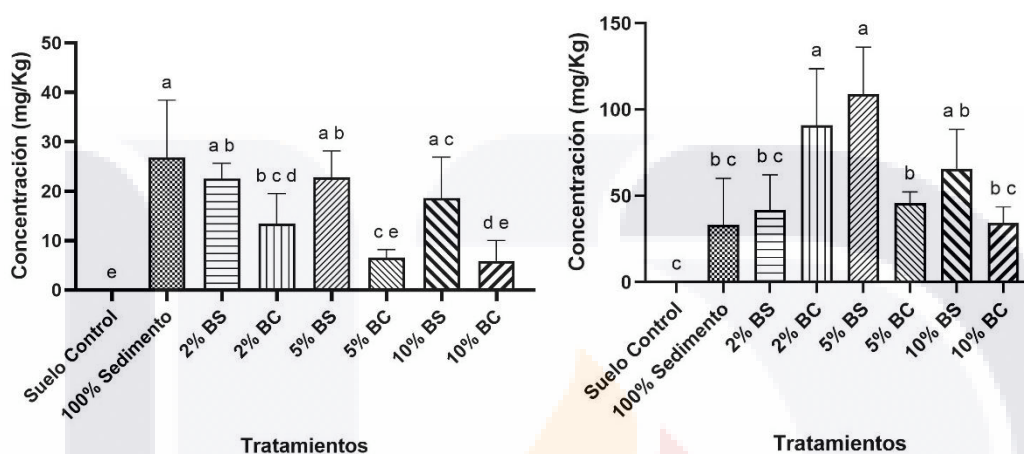


Gráfica 13. Pb en parte aérea y raíz de *Lycopersicum esculentum*.

Nota: Concentración de Pb en parte aérea (izquierda) y en raíz (derecha) de *Lycopersicum esculentum*. Los brazos de cada barra indican la desviación estándar de cada tratamiento (n=5); análisis comparativo de Tukey ($p < 0.05$) y letras distintas indican una diferencia significativa entre tratamientos.

El Cd que se encuentra concentrado en la parte aérea de la plántula disminuye con el aumento de enmienda aplicada. Con los tallos y hojas del control de 100% sedimento se obtuvo un promedio de 26.81 mg/Kg y este control no tiene diferencia significativa con los tratamientos que involucran los BS. Sin embargo, sí hay

diferencia significativa con los tratamientos de BC. Cabe resaltar el patrón que se da entre los tratamientos donde se aplica un 5% y 10% de enmienda: entre BS y BC sí hay diferencia significativa disminuyendo la concentración de Cd de 22.78 a 6.53 mg/Kg y 18.62 a 5.88 mg/Kg, respectivamente; siendo el tratamiento de 10% BC el más efectivo para limitar la adsorción de Cd por el tallo.



Gráfica 14. Cd en parte aérea y raíz de *Lycopersicum esculentum*.

Nota: Concentración de Cd en parte aérea (izquierda) y en raíz (derecha) de *Lycopersicum esculentum*. Los brazos de cada barra indican la desviación estándar de cada tratamiento (n=5); análisis comparativo de Tukey ($p < 0.05$) y letras distintas indican una diferencia significativa entre tratamientos.

En cuanto al comportamiento del Cd en raíces, se puede observar que hay una similitud muy cercana con el control (100% sedimento) y los tratamientos 2% BS y 10% BC con concentraciones que van desde 33.16 hasta los 41.65 mg/Kg. Los tratamientos con 2% BC y 5% BS no tienen diferencia significativa con valores de 90.87 y 108.89 mg/Kg, respectivamente.

8.11. Factor de traslocación y bioconcentración de Pb y Cd

El Factor de Traslocación (FT) se determinó para poder establecer el cociente entre la concentración del metal encontrado en la raíz y la concentración del mismo metal encontrado en la parte aérea de la planta. Un FT mayor a 1 indica que la planta trasloca o traslada el metal desde su raíz a la parte aérea (Ramírez Gottfried et al., 2019).

$$FT = \frac{\text{Concentración metal en parte aérea}}{\text{Concentración de metal en raíz}}$$

El Factor de Bioacumulación (BCF) se refiere a la relación de la concentración total del metal presente en la planta con la concentración total del metal en el sustrato lo cual refleja la capacidad de la planta para absorber el metal (Fan et al., 2018). Para el bienestar de la planta y de los animales un BCF mayor a 1 se considera riesgo (Bhatti et al., 2016).

$$BCF = \frac{\text{Concentración metal en planta}}{\text{Concentración de metal en matriz}}$$

Sedimento								
Pb	Control	+ planta	2% BS	2% BC	5% BS	5% BC	10% BS	10% BC
FT	0.04	0.18	0.06	0.05	0.04	0.06	0.05	0.07
BCF	ND	0.14	0.32	0.62	0.52	0.41	0.47	0.49

Tabla 2. Factor de traslocación, biocentración de Pb.

Sedimento								
Cd	Control	+ planta	2% BS	2% BC	5% BS	5% BC	10% BS	10% BC
FT	1.10	0.77	0.35	0.19	0.19	0.24	0.19	0.15
BCF	ND	0.53	1.00	2.05	1.42	1.15	1.09	0.75

Tabla 3. Factor de traslocación, bioconcentración de Cd.

Ambos factores para Pb se encuentran debajo de 1, indicando una baja capacidad de traslocación del Pb de raíces a parte aérea y una baja capacidad de acumulación de este metal por parte de la planta. Por otro lado, el BCF para Cd supera el cociente 1 en los tratamientos 2% BC, 5% BS, 5% BC y 10% BS siendo el 2% BC donde se obtuvo el valor más alto indicando una mayor capacidad de la planta para la absorción de este metal.

9. Discusiones

9.1. Caracterización fisicoquímica

La caracterización fisicoquímica de los sedimentos y enmiendas (Tabla 1) arrojó valores neutros de pH (NOM-021-SEMARNAT-2000, 2003) y la mayoría de los tratamientos posteriores no implicó algún cambio significativo comparándolos entre sí (Gráfica 1), solamente el tratamiento 10% BC fue el que se acercó un poco más al estado ácido en los sedimentos. Este parámetro influencia la interacción de los metales con las tres fases de matriz. Además, juega un papel clave en el destino, traslocación, transformación, y fraccionamiento geoquímico de los metales. De manera general, un aumento hacia valores básicos provoca un incremento en los sitios de adsorción positivamente cargados y, por ende, una menor fuerza de retención de cationes (Gobierno de Aguascalientes, 2023; K. N. Mitchell et al., 2016). Generalmente, la movilidad de los metales en suelos alcalinos disminuye de la siguiente manera: $Cd > Ni > Zn > Mn > Cu > Pb$. Esto es altamente variable y fuertemente dependiente del contenido y tipo de componentes orgánicos presentes en la matriz (Adamczyk-Szabela et al., 2015; Laghlimi et al., 2015). El pH tiene mucha influencia en la dinámica de los metales entre las fases presentes en la matriz de suelo (Chiaia-Hernández et al., 2022; Ferrarini et al., 2021). Cuando los valores de pH son altos, los metales tienden a formar fosfatos y carbonatos minerales metálicos insolubles, mientras que a un pH bajo tienden a encontrarse como especies iónicas libres o como compuestos organometálicos mucho más biodisponibles (Barbieri et al., 2015; Enuneku et al., 2020; Xiao et al., 2020).

Los valores de Eh en sedimentos sugieren un medio ligeramente reductor (Tabla 1). Algunos autores sugieren que estas condiciones menos oxidantes pueden favorecer las tasas de solubilidad y movilidad que, típicamente se encuentran en condiciones reductoras (Macías et al., 2022; NOM-021-SEMARNAT-2000, 2003). De acuerdo con Zhang et al., (Y. Zhang et al., 2018) un bajo valor de Eh (lo que denota una alta actividad de electrones) es característica de los elementos que se encuentran más móviles en ambientes acuáticos. Este, como otros parámetros fisicoquímicos, se pueden relacionar al pH ya que tiene influencia sobre la solubilidad de las especies

químicas de los metales presentes en el medio (Carrera-Beltrán et al., 2024). Los valores positivos de Eh tanto de controles como de tratamientos (Gráfica 2) dan indicios de un medio oxidante, sin embargo, se puede observar una disminución en los mV a medida que el porcentaje aplicado de enmienda aumenta haciendo menos oxidante al medio. Estos valores coinciden con el porcentaje de materia orgánica agregado al medio dado que la actividad microbiana pudo haber aumentado por las sustancias húmicas (Reyes et al., 2016). Bajo condiciones ligeramente reductoras, los elementos traza se encuentran, generalmente, más móviles, y bajo condiciones oxidantes la solubilidad puede incrementar dado que se pueden encontrar como iones libres (Ammar et al., 2015; Christophoridis et al., 2020).

Es importante investigar los porcentajes de arcilla, limo y arena ya que estos determinan la textura de un suelo y es un parámetro muy importante que afecta el comportamiento físico del suelo, además de estar muy relacionado con el estado y disponibilidad de contaminantes debido a que muchos están presentes en las arcillas (Díaz-Vázquez et al., 2023). Los valores obtenidos (Tabla 1) indican que estos sustratos contienen altos porcentajes de arena en comparación con la arcilla y estos resultados son similares a los obtenidos por Castro et al., (Castro-González et al., 2019), donde el tipo de suelo es franco arenoso lo que representa un alto riesgo potencial de lixiviación debido, en parte, a la menor capacidad de la arena para capturar y retener metales. A pH bajo, la carga superficial de los adsorbentes arcillosos se vuelve positiva favoreciendo la adsorción de contaminantes aniónicos, mientras que a pH alto los adsorbentes arcillosos se cargan negativamente y favorecen la adsorción de metales pesados catiónicos como Al^{3+} o Ag^{+} (Saldaña, 2020; Sarkar et al., 2021).

En la Gráfica 3 se pueden observar los valores para CE y se muestran diferencias significativas entre los tratamientos. No hay una tendencia definida ya que en ciertas instancias los tratamientos que involucran los BS tienen valores que sus contrapartes con BC o viceversa, pero destaca el tratamiento 10% BC. A pesar de estos altos valores de salinidad (866 $\mu S/cm$) el mejor desarrollo de plántula se dio en este tratamiento indicando que el BC promueve actividad de enzimas

antioxidantes y reduce el daño causado por estrés oxidativo (Imran et al., 2022; Khalilzadeh et al., 2018). En condiciones salinas el BC atrapa el exceso de Na presente en el suelo liberando nutrientes y disminuyendo el estrés osmótico (Ibrahim et al., 2021). También se puede observar que el sedimento previo a los tratamientos tiene valores menores de salinidad que el resto, sin embargo, cuando se ve involucrada la especie vegetal sin las enmiendas la salinidad se eleva. Esto se puede deber a la baja porosidad y alta compactación del sedimento muestreado como los resultados obtenidos por Wang y Colaboradores (Y. Wang et al., 2023).

Los valores más altos de CIC se obtuvieron con los tratamientos (Gráfica 4) involucrando a los BS (5% > 2% > 10% BS con valores de 20.20, 20.15, y 18.85 Cmol/Kg, respectivamente). Estos valores representaron un incremento significativo en este parámetro comparando con el suelo control y los sedimentos pretratamiento (15.95 y 17.02 Cmol/Kg, respectivamente). Estos valores se pueden deber al incremento de sitios de intercambio catiónico por la incorporación de partículas con una mayor carga superficial como lo son aquellas que pertenecen a la materia orgánica en las enmiendas orgánicas (Liang et al., 2006). La CIC es un factor dominante en la inmovilización de los metales. Este parámetro del suelo refleja el número de cargas negativas en la superficie del material, el cual se puede equilibrar por medio de cationes intercambiables (Jiang et al., 2012). Diversos estudios han demostrado que después de la aplicación de biochar la CIC del sustrato incrementa aproximadamente de un 20 a 40% comparado con el control (Hossain et al., 2010), los resultados obtenidos con los tratamientos de BC son acordes a lo mencionado anteriormente ya que el tratamiento con el valor más alto comparando con el suelo control fue el 10% BC (18.33 Cmol/Kg).

El contenido de MO fue predominantemente bajo (Tabla 1), lo que podría resultar en una capacidad reducida para formar complejos con metales dado que estos valores indican baja presencia de sustancias húmicas y, en consecuencia, baja actividad microbiana. Esto finalmente crea un ambiente oxidante, que, según Reyes y colaboradores (Reyes et al., 2016), podría influir en los tiempos de residencia y transporte de los metales desde la columna de agua a los sedimentos y otras

matrices. Si bien un pH neutro-alcalino, como el obtenido en esta caracterización, sugiere singularmente una menor movilidad de los metales y se puede observar que la falta de MO, bajos porcentajes de arcilla y baja CIC predominan en la matriz, lo que sugiere el mayor potencial de movilidad de los metales tanto en suelos como en sedimentos (Cortes et al., 2016). En cuanto a los tratamientos (Gráfica 5), se obtuvo que el valor más alto de este parámetro se dio con el tratamiento 10% BS (4% MO) y el más bajo fue el del tratamiento 2% BC alcanzando un 1% de MO. Cuando los biosólidos se agregan al suelo se genera materia orgánica disuelta, y por medio de la disociación de los grupos ácidos en las moléculas que conforman esta materia disuelta la misma desarrolla una carga negativa; este proceso es similar a aquel de los silicatos y óxidos que se encuentran en la fracción arcillosa del suelo. La carga negativa que se desarrolla tiene la capacidad de adsorber o inmovilizar cationes gracias a fuerzas electrostáticas. La materia orgánica es esencial para la estructura del suelo, también facilita la disponibilidad de nutrientes para las plantas y conservar la capacidad de retención hídrica, y todo esto la hace un factor clave de resiliencia ambiental (FAO, 2017).

Por otro lado, se ha observado que el BC también reduce la degradación de la materia orgánica que se encuentra en el suelo, y se sugiere que el BC puede permanecer estable en los suelos durante mucho tiempo y mejorar el secuestro de carbono en el suelo (Jiménez, 2017; Pabón et al., 2020). Esto coincide con los resultados de los tratamientos que involucran BC donde arrojan porcentajes de materia orgánica significativamente menores a aquellos con BS. Existe una reserva de carbono orgánico que es el carbono pirogénico. Se forma a partir de biomasa parcialmente carbonizada, como es el caso del biochar, y resiste a la degradación microbiana. Puede persistir en suelos durante largo tiempo. La determinación de COT en las enmiendas arrojó un porcentaje mayor en BS (28.74%) que en BC (10.74%) (Ilustración 4). El COT es principalmente degradado por la acción de microorganismos y esta acción se ve afectada por la concentración elevada de metales (C. Li et al., 2024; H. Zhang et al., 2015), la fracción que no es degradada y permanece estable en la matriz influye directamente a capacidad de intercambio catiónico, específicamente en la retención y liberación de nutrientes del suelo (FAO,

2017). Estos porcentajes al agregarse a los sedimentos con muy bajo contenido (2.19%) (ilustración 5) dieron como resultado un porcentaje de 3.40% (Ilustración 8) con el tratamiento 10% BS.

En cuanto al porcentaje de CaCO_3 , se puede observar en la Gráfica 6 que la aplicación de enmiendas no arrojó un cambio significativo en la mayoría de los tratamientos. Los carbonatos tienen un efecto buffer cuando hay presencia de contaminantes en el suelo, específicamente los metales pueden precipitar como carbonatos, pero para casos específicos como los carbonatos asociados al Cd se pueden liberar cuando se disuelven en la rizosfera. Por lo tanto, la movilización de este metal puede seguir siendo un riesgo en presencia de carbonatos (Palansooriya et al., 2020).

9.2. Potencial de lixiviación y Extracción secuencial

Se puede observar en la Gráfica 7 como el Pb lixiviable disminuye con la aplicación de enmiendas comparando con los controles, siendo los tratamientos 2 y 5% BC más efectivos con un porcentaje del 0% de Pb lixiviable. La solución utilizada para este procedimiento (CaCl_2) no tenía buffer por lo que las interacciones relevantes al momento de la extracción fueron dependientes del pH, y como consecuencia, los cationes metálicos son más móviles en suelos con condiciones ácidas (Lambrechts et al., 2011; Meers et al., 2007). Como se puede observar en la Gráfica 1, el pH que más se acerca a la acidez es el del tratamiento 10% BC, y este tratamiento en el potencial de lixiviación de Pb (Gráfica 7) es el que arrojó el porcentaje más alto del Pb lixiviable. Y los tratamientos más efectivos (2 y 5% BC) tienen un pH que se acerca más a la alcalinidad y son significativamente diferentes al tratamiento 10% BC. De acuerdo con un estudio realizado en China (H. Li et al., 2016) se establece que cuando el pH aumenta, la hidrólisis del Pb también aumenta conduciendo a una adsorción de Pb mucho más específica gracias a la carga variable de los suelos.

En un estudio comparativo (Guan et al., 2024) de soluciones extractantes para analizar el Cd biodisponible en la solución de un suelo con la misma textura que los sedimentos de este proyecto (franco arenoso) encontraron valores similares del Cd biodisponible (<40%). Esta biodisponibilidad de este metal con la solución

extractante (CaCl_2) se debe a la naturaleza neutral de esta sal, y desplaza el Cd intercambiable acorde al intercambio iónico, además de que las principales formas de Cd que pueden ser absorbidas por las plantas se encuentran en estados intercambiables y solubles en agua y son consistentes con los resultados obtenidos (Guan et al., 2024); y en donde un aumento tan característico del Cd lixiviable, o extractable, como es el caso de los tratamientos 5 y 10% BS, se puede deber aumento de la salinidad causado por la aplicación de la enmienda a mayor porcentaje (C. Zhou et al., 2020).

Otra característica fisicoquímica que puede afectar la solubilidad de los metales presentes en los sedimentos es el Eh, ya que cuando se da una disminución en este potencial se pueden solubilizar los óxidos de Fe y Mn, y los metales que están asociados a ellos se podrían liberar (Padoan et al., 2020; Violante et al., 2010). Este cambio se puede observar en la Gráfica 2, donde la disminución del Eh más significativa fue con el tratamiento 10% BS, sin embargo, todos los tratamientos con BS arrojaron un porcentaje significativo de Pb y Cd lixiviable, y este efecto se verá reflejado más adelante en la extracción secuencial de estos metales.

Se puede observar un cambio en la distribución de Pb (Gráfica 8) después de la incorporación de las enmiendas comparado con los sedimentos previos al tratamiento. Los mejores tratamientos fueron el 5% y 10% BC, en donde el porcentaje de la F5 aumentó hasta un 70 y 80%, respectivamente. Estos resultados son similares a los que obtuvieron Grobelak & Napora (Grobelak & Napora, 2015a) en un estudio realizado en muestras de sustrato contaminadas con Cd, Zn y Pb en donde la aplicación de lodos fecales disminuyó las formas biodisponibles de Pb a la mitad. Diversos estudios han demostrado que los biochar obtenidos a partir de una biomasa orgánica de desecho tienen un gran potencial de adsorber de manera muy efectiva para adsorber metales como Pb o Cd. Esto se debe a su estructura porosa, su superficie y los grupos funcionales como carboxilo, fenólicos o sulfhidrilos que pueden actuar como ligandos de metales y formar compuestos estables (Liu et al., 2022).

Por otro lado, la mayoría de los tratamientos no fueron del todo efectivos para la redistribución de Cd en sedimentos (Gráfica 9), sin embargo, el mejor tratamiento fue el de 10% BC dado que se pudo disminuir el porcentaje de Cd en la F1, F3, F4 y aumentó un 2% el Cd en la F5. Resultados similares fueron obtenidos en un estudio realizado en Cuba en donde el Cd mostró alta afinidad con las fracciones más móviles (F1, F2), con un valor aproximado a 30% (Martínez Robaina et al., 2021). La alta biodisponibilidad del Cd, en comparación con la de Pb, se podría deber a la baja afinidad con las formas adsorbentes de la matriz. Esto es por su pequeño tamaño atómico y baja electronegatividad que disminuyen su capacidad de unirse a los sitios activos de las partículas adsorbentes facilitando su absorción y asimilación por parte de las plantas (Seshadri et al., 2015).

Un estudio realizado por Markovic y Colaboradores (Marković et al., 2019) se enfocó en el estudio de la distribución del Cd en las diferentes fracciones de la matriz de suelo, en donde determinan que, en suelos muy contaminados por este metal, la F1 se relaciona positivamente con el porcentaje de arena y negativamente con el pH, indicando una alta movilidad en sustratos arenosos como es el caso de los sedimentos estudiados en este proyecto; la F2 se relaciona con el pH y el contenido de CaCO_3 , la F4 y F5 se relaciona positivamente con el COT. También determinaron que en matrices con baja concentración del metal hay parámetros que influyen de manera simultánea cada fracción. Con la aplicación de BS y BC (Gráfica 9) podemos observar que los porcentajes de las fracciones 1 y 2 aumentan y disminuyen de forma simultánea: si aumenta la F1, disminuye la F2; los porcentajes de la F4 son menores que la F3. Dado que las F1 y F2 se relacionan con el porcentaje de arenas y pH, la reducción de los porcentajes de estas fracciones no muestra un cambio significativo ya que el contenido de arenas en los sedimentos es alto y la aplicación de enmiendas no realizó un cambio significativo en los cambios de pH. Estos resultados son similares a los obtenidos por Grobelak y Napora (2015b), en donde la sola aplicación de biosólidos no fue suficiente para la inmovilización de Cd y su comportamiento es similar a la de los controles. Otros estudios han reportado que la alcalinidad de la matriz controla la liberación y la migración de Cd^{+2} en la matriz del suelo, y esta es la condición principal para la

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

inmovilización de Cd (Rathnayake et al., 2021; C. Xu et al., 2018). El estudio realizado por Wang y Colaboradores (P. Wang et al., 2016), en donde analizan el Cd y Pb biodisponible en suelos mediante diferentes soluciones extractantes, determina que a medida que la concentración de Cd extraído aumenta casi proporcionalmente a la concentración de Pb. Esto confirmó que la adición de Pb puede aumentar la solubilidad de Cd más allá del equilibrio estático. Como se ha mencionado previamente, las fracciones de Cd tienen una alta movilidad comparadas con las de Pb. Es más, Pb es uno de los contaminantes más comunes en el ambiente, tiene una solubilidad y disponibilidad limitadas en el suelo debido a la complejación con la MO y sorción en óxidos y arcillas (Almås et al., 2006; K.-R. Kim et al., 2009). Entonces, como sucede en este estudio la alta concentración de Pb puede disminuir la capacidad del suelo para adsorber el Cd.

El FM de Cd tan elevado (Gráfica 10) es característico de suelos con altos porcentajes de arena donde son comunes las fluctuaciones de pH y este factor es determinantes en la disponibilidad del metal (Chen et al., 2009). Los porcentajes de Cd y Pb en los distintos tratamientos fueron ligeramente menores de los porcentajes del suelo control. Esto se puede deber a la lixiviación del metal durante la estabilización de los tratamientos y se puede observar en la ligera disminución de la concentración del metal a medida que la dosis de enmienda aumenta (Martínez Madrid & Marrugo Negrete, 2021). Este parámetro está directamente relacionado a la extracción secuencial de metales y los resultados obtenidos coinciden entre sí demostrando una disminución (50%) del Pb disponible en las fracciones 1 y 2, y el FM disminuyendo también hasta un 50% con el tratamiento 10% BC.

9.3. Especie vegetal

El desarrollo del tallo de las plántulas (Gráfica 11) se vio beneficiado con la aplicación de las enmiendas y es importante señalar que, de acuerdo a los resultados, no existe una diferencia significativa entre el tipo de enmienda aplicada, pero sí entre el porcentaje aplicado. Los mejores tratamientos fueron 10% BS y 10% BC en donde se duplicó la altura del tallo comparando con los controles. De acuerdo

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

con Dazy y Colaboradores (Dazy et al., 2008), cuando Cd, Pb, y otros metales, se encuentran en concentraciones excesivas en el sustrato ejercen efectos tóxicos en las plantas, incluyendo alteraciones en los procesos fotosintéticos y respiratorios o la inhibición del crecimiento de la planta, además de favorecer a la posible formación de especies reactivas de oxígeno. Las raíces del control negativo (100% sedimento) tuvieron un crecimiento menor a los 2 cm, y esto se puede deber a que las características de un sustrato sin estructura, como es el caso de los sedimentos de este estudio, limitan el desarrollo de las raíces. Esto coincide con el estudio realizado por Rodríguez y Colaboradores (Rodríguez et al., 2019), en donde obtuvieron muestras de suelos, contaminadas con Pb, con un porcentaje muy alto de arenas y de una estructura de *single grain* que son suelos con partículas gruesas. Además de la presencia de Pb y Cd que pueden afectar el crecimiento de la planta de muchas maneras, como limitando el crecimiento, la calidad y la producción de la raíz mediante la inhibición de procedimientos fisiológicos o mediante cambios estructurales de la planta (Rizwan et al., 2017). La aplicación de enmiendas influyó de forma positiva en el desarrollo de la raíz (Gráfica 11), al igual que en el tallo de las plántulas. Se obtuvo un mayor crecimiento de la raíz con el tratamiento 10% BS, y se observa una tendencia en donde el mejor desarrollo se da con los tratamientos involucrando los biosólidos. Esto se puede deber a que algunas características de las enmiendas como la mayor retención o menor pérdida por lixiviación de nutrientes y el mantenimiento de un mayor nivel de humedad en la zona radicular, pueden haber influido significativamente en compensar la deficiencia de nutrientes, además de la característica granular de las enmiendas que provee un mejor ambiente para el desarrollo de las raíces (Rodríguez et al., 2019).

El desarrollo de biomasa (Gráfica 12) de las plántulas se comporta de la misma manera que el tallo y raíz: a mayor concentración de enmienda, mayor desarrollo. El número de hojas de las plántulas control varía de 8 a 13, mientras que con el tratamiento 10% BC se alcanzaron números de hasta 30 hojas. Los resultados que se obtuvieron coinciden con aquellos obtenidos por Jara-Peña y colaboradores (Jara-Peña et al., 2014), en su estudio pudieron observar un menor rendimiento de biomasa con 100% de relave de mina con altas concentraciones de Pb y Cd; estos

metales se asocian a una baja producción de biomasa. En este estudio se puede entender que, aunque las concentraciones de Cd y Pb presentes en los sedimentos sobrepasan los límites permisibles no resultan ser letales para las plantas, pero sí considerablemente significativos para el desarrollo de parte aérea y radicular (Cartaya et al., 2017).

9.4. Distribución de Pb y Cd en la especie vegetal

9.5.1. Factor de traslocación y Factor de bioconcentración

Lycopersicum esculentum se comporta de manera fitoestabilizadora en presencia de las enmiendas orgánicas elegidas y un sustrato contaminado con Pb (Tabla 4). Independientemente del nivel de contaminación del sustrato, las plantas fitoestabilizadoras tienden a almacenar metales en sus raíces. También pueden restringir la cantidad de metales que se transportan al tallo y las hojas por precipitación y acumulación en las raíces (Małecka et al., 2008; Shahid et al., 2011). Dado que las raíces generan cambios en el potencial redox, secretan protones y agentes quelantes, y una parte significativa de los iones metálicos se adsorbe físicamente a la superficie de la pared celular con carga negativa, pueden causar cambios en la especiación de los metales.

Para la mayoría de las plantas no acumuladoras, el Pb se concentra en las raíces principalmente y una pequeña porción es transportada a los tallos mediante vías simplásticas (Małecka et al., 2008; Shahid et al., 2011). Piscitelli et al., (2020) obtuvieron valores similares en cuanto a la acumulación de Pb en las raíces de *L. esculentum*. En donde la mayor concentración de este metal se encontró en raíces y su transporte a la parte aérea fue bastante limitado. En estas plantas, la pared celular es la primera barrera defensiva que reduce la transferencia de Pb a las células de la raíz y funciona uniendo el Pb a las pectinas polisacáridos en las paredes celulares (Krzesłowska, 2011).

Por otro lado, en presencia de Cd la especie vegetal se comporta como acumuladora (Tabla 5); específicamente con los tratamientos 2, 5% BC y, 5 y 10% BS superando el cociente 1 en BCF. Estos resultados se deben al alto potencial que tiene el Cd para ser adsorbido por las raíces y ser acumulado en todos los órganos

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

y tejidos de la planta, especialmente en las áreas de las hojas menos metabólicamente activas (Yousef et al., 2018). Los datos actuales demostraron que la mayoría de los metales pesados analizados se encontraban en una mayor concentración dentro del sistema radicular que en los componentes de la planta que se encuentran sobre el suelo. Se ha demostrado que el sistema radicular es el principal sitio de acreción y se comporta como un filtro de metales pesados con respecto a la absorción de metales pesados, actuando como una obstrucción para su absorción o desacelerando su paso a las hojas, tallos y frutos (Ahmed & Slima, 2018; Eid & Shaltout, 2014). Se ha demostrado que las plantas despliegan una serie de procesos que les permiten soportar la presencia de metales pesados, por ejemplo, uniendo los metales a las paredes celulares de la raíz y/o secuestrándolos en vacuolas, para mantenerlos alejados de las regiones activas de las células (L. Zhou et al., 2015). Las cantidades excedentes de la mayoría de los metales pesados dentro del sistema radicular pueden ser una consecuencia de la alta afinidad de unión en este tipo de tejido (Karamooz et al., 2016).

10. Conclusiones

La aplicación de enmiendas orgánicas ha sido probada efectiva para la inmovilización de metales. Este proyecto de tesis comprobó de manera práctica que los biosólidos y el biochar tienen influencia en la movilidad de Cd y Pb dado que los parámetros fisicoquímicos de los sedimentos analizados sufrieron modificaciones acordes al tipo de enmienda y su porcentaje de aplicación. Uno de los parámetros que se vio más afectado fue el porcentaje de materia orgánica en donde el mejor tratamiento fue aquel que tuvo 10% de BS. En cuanto al desarrollo de la plántula el mejor tratamiento para el crecimiento del tallo y de la raíz fue el 10% BS mientras que para el desarrollo de hojas fue el 10% BC. Se obtuvo una mejor inmovilización de Pb con el biochar que con los biosólidos logrando casi un 90% de Pb en la F5 de los sedimentos, mientras que para Cd el biochar fue más efectivo, sin embargo, no hubo una disminución considerable del Cd disponible en la matriz y se puede sugerir una estabilización más prolongada de la enmienda, una combinación entre dos enmiendas o, inclusive, experimentar con enmiendas inorgánicas específicamente para este metal.

11. Referencias

- Adamczyk-Szabela, D., Markiewicz, J., & Wolf, W. M. (2015). Heavy Metal Uptake by Herbs. IV. Influence of Soil pH on the Content of Heavy Metals in *Valeriana officinalis* L. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(4), 106. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2360-3>
- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S. S., & Ok, Y. S. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. In *Chemosphere* (Vol. 99, pp. 19–33). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- Ahmed, D. A., & Slima, D. F. (2018). Heavy metal accumulation by *Corchorus olitorius* L. irrigated with wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(15), 14996–15005. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1675-1>
- Ali, E., Hussain, A., Ullah, I., Khan, F., Kausar, S., Rashid, S., Rabbani, I., Imran, M., Kakar, K., Shah, J., Cai, M., Jiang, L., Hussain, N., & Sun, P. (2020). Cadmium phytotoxicity: issues, progress, environmental concerns and future perspectives. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias*, 52(1), 391–405.
- Almås, Å. R., Lombnæs, P., Sogn, T. A., & Mulder, J. (2006). Speciation of Cd and Zn in contaminated soils assessed by DGT-DIFS, and WHAM/Model VI in relation to uptake by spinach and ryegrass. *Chemosphere*, 62(10), 1647–1655. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.06.020>
- Ammar, R., Kazpard, V., Wazne, M., El Samrani, A. G., Amacha, N., Saad, Z., & Chou, L. (2015). Reservoir sediments: a sink or source of chemicals at the surface water-groundwater interface. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(9), 579. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4791-0>
- ATSDR. (1999). *Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades*.
- Baldantoni, D., Morra, L., Zaccardelli, M., & Alfani, A. (2016). Cadmium accumulation in leaves of leafy vegetables. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 123, 89–94. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.019>
- Barbieri, M., Nigro, A., & Sappa, G. (2015). Soil contamination evaluation by Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo). *Senses Sciences*, 2(3), 1–4. <https://doi.org/10.14616/sands-2015-3-9497>
- Basegio, T., Beck Leão, A. P., Bernardes, A. M., & Bergmann, C. P. (2009). Vitrification: An alternative to minimize environmental impact caused by leather industry wastes. *Journal of Hazardous Materials*, 165(1–3), 604–611. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.10.045>
- Bhatti, S. S., Kumar, V., Singh, N., Sambyal, V., Singh, J., Katnoria, J. K., & Nagpal, A. K. (2016). Physico-chemical Properties and Heavy Metal Contents of Soils and Kharif Crops of Punjab,

- India. *Procedia Environmental Sciences*, 35, 801–808.
<https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.096>
- Cao, X., Ma, L., Gao, B., & Harris, W. (2009). Dairy-Manure Derived Biochar Effectively Sorbs Lead and Atrazine. *Environmental Science & Technology*, 43(9), 3285–3291.
<https://doi.org/10.1021/es803092k>
- Capó Martí, M. (2007). *Principios de Ecotoxicología, Diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente*. Tebar.
- Carrera-Beltrán, L., Gavilanes-Terán, I., Idrovo-Novillo, J., Valverde, V. H., Rodríguez-Pinos, A., Paredes, C., Signes-Pastor, A. J., & Carbonell-Barrachina, Á. A. (2024). Environmental pollution by heavy metals within the area influenced by the Tungurahua volcano eruption – Ecuador. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 270, 115919.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115919>
- Carrillo González, R., Perea Vélez, Y. S., & González Chávez, M. C. A. (2017). *FITORREMEDIACIÓN ASISTIDA CON ENMIENDAS Y FITOESTABILIZACIÓN DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS*. 10, 15–20.
- Cartaya, O., Guridi, F., Cabrera, A., Moreno, A., & Hernández, Y. (2017). Efecto de la aplicación de oligogalacturonidos a plántulas de tomate (*Solanum Lycopersicum* L.) en la fitoextracción de cobre de suelo contaminado. *Cultivos Tropicales*, 38(3), 142–147.
- Castro-González, N. P., Calderón-Sánchez, F., Moreno-Rojas, R., Tamariz-Flores, J. V., & Reyes-Cervantes, E. (2019). NIVEL DE CONTAMINACIÓN DE METALES Y ARSÉNICO EN AGUAS RESIDUALES Y SUELOS EN LA SUBCUENCA DEL ALTO BALSAS EN TLAXCALA Y PUEBLA, MÉXICO. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(2), 335–348.
<https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.02.06>
- Chavez, E., He, Z. L., Stoffella, P. J., Mylavarapu, R. S., Li, Y. C., & Baligar, V. C. (2016). Chemical speciation of cadmium: An approach to evaluate plant-available cadmium in Ecuadorian soils under cacao production. *Chemosphere*, 150, 57–62.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.013>
- Chellaiah, E. R. (2018). Cadmium (heavy metals) bioremediation by *Pseudomonas aeruginosa*: a minireview. *Applied Water Science*, 8(6), 154. <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0796-5>
- Chen, Z., Zhao, Y., Li, Q., Qiao, J., Tian, Q., & Liu, X. (2009). Heavy metal contents and chemical speciations in sewage-irrigated soils from the eastern suburb of Beijing, China. *Journal of Food, Agriculture and Environment*, 7(3–42), 690–695.
- Chiaia-Hernández, A. C., Casado-Martinez, C., Lara-Martin, P., & Bucheli, T. D. (2022). Sediments: sink, archive, and source of contaminants. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(57), 85761–85765. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24041-1>
- Christophoridis, C., Evgenakis, E., Bourliva, A., Papadopoulou, L., & Fytianos, K. (2020). Concentration, fractionation, and ecological risk assessment of heavy metals and phosphorus

in surface sediments from lakes in N. Greece. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(9), 2747–2769. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00509-x>

- Comese, R. v., González, M. G., & Conti, M. E. (2009). Cambios en las propiedades del suelo de huerta y rendimiento de beta vulgaris var. cicla (L) por el uso de enmiendas orgánicas. *Cl. Suelo*, 27(2), 271–275.
- Cortes, L., Bravo, I., Martin, F., & Menjivar, J. (2016). Extracción Secuencial de Metales Pesados en dos Suelos Contaminados (Andisol y Vertisol) Enmendados con Ácidos Húmicos. *Acta Agronómica*, 62(3), 232–238. <https://doi.org/10.15446/acag.v65n3.44485>
- Covarrubias, S. A., & Peña Cabriales, J. J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 33, 7–21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>
- Crombie, K., Mašek, O., Sohi, S. P., Brownsort, P., & Cross, A. (2013). The effect of pyrolysis conditions on biochar stability as determined by three methods. *GCB Bioenergy*, 5(2), 122–131. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12030>
- Dazy, M., Jung, V., Féraud, J.-F., & Masfaraud, J.-F. (2008). Ecological recovery of vegetation on a coke-factory soil: Role of plant antioxidant enzymes and possible implications in site restoration. *Chemosphere*, 74(1), 57–63. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.014>
- Delgado-Londoño, D. M. (2017). Aplicación de enmiendas orgánicas para la recuperación de propiedades físicas del suelo asociadas a la erosión hídrica. *Lámpsakos*, 1(17), 77. <https://doi.org/10.21501/21454086.1907>
- Díaz-Vázquez, F. A., Cabrera-De la Fuente, M., Benavides-Mendoza, A., Robledo-Torres, V., Juárez-Maldonado, A., García-León, Á., & Sandoval-Rangel, A. (2023). Influencia de cuatro concentraciones de solución Steiner sobre los nutrientes en la solución del suelo y productividad en tomate (*Solanum lycopersicum* L.). *REVISTA TERRA LATINOAMERICANA*, 41. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1646>
- Domínguez Núñez, T. (2015). *Adición de enmiendas a suelos contaminados España-Encalado, estercolado (Spanish)*.
- Eid, E. M., & Shaltout, K. H. (2014). Monthly variations of trace elements accumulation and distribution in above- and below-ground biomass of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in Lake Burullus (Egypt): A biomonitoring application. *Ecological Engineering*, 73, 17–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.006>
- Enuneku, A. A., Abhulimen, P. I., Isibor, P. O., Asemota, C. O., Okpara, B., Imoobe, T. O., & Ezemonye, L. I. (2020). Interactions of trace metals with bacteria and fungi in selected agricultural soils of Egbema Kingdom, Warri North, Delta state, Nigeria. *Heliyon*, 6(7), e04477. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04477>
- EPA. (2012). *Guía del ciudadano sobre la excavación de suelo contaminado*.

- Fan, Y., Li, Y., Li, H., & Cheng, F. (2018). Evaluating heavy metal accumulation and potential risks in soil-plant systems applied with magnesium slag-based fertilizer. *Chemosphere*, 197, 382–388. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.055>
- FAO. (2017). *Carbono Orgánico del Suelo: el potencial oculto*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura.
- FAO. (2018). *La contaminación del suelo*.
- Ferrarini, A., Fracasso, A., Spini, G., Fornasier, F., Taskin, E., Fontanella, M. C., Beone, G. M., Amaducci, S., & Puglisi, E. (2021). Bioaugmented Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils and Sediments by Hemp and Giant Reed. *Frontiers in Microbiology*, 12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.645893>
- Fonts, I., Gea, G., Azuara, M., Ábrego, J., & Arauzo, J. (2012). Sewage sludge pyrolysis for liquid production: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(5), 2781–2805. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.070>
- Fundación Chile. (2019). *Manual de tecnologías de remediación de sitios contaminados*. CORFO.
- García Izquierdo, C. (2008). *Enmiendas orgánicas para suelos basadas en residuos orgánicos*. Academia de Ciencias de la Región de Murcia.
- Gobierno de Aguascalientes. (2023, December 1). *Clima del Estado*. <https://www.aguascalientes.gob.mx/estado/clima>.
- Grobelak, A., & Napora, A. (2015a). The Chemophytostabilisation Process of Heavy Metal Polluted Soil. *PLOS ONE*, 10(6), e0129538. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129538>
- Grobelak, A., & Napora, A. (2015b). The Chemophytostabilisation Process of Heavy Metal Polluted Soil. *PLOS ONE*, 10(6), e0129538. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129538>
- Guan, D., Ji, X., Liu, S., Chen, S., Xie, Y., & Wu, J. (2024). Exploration of the bio-availability and the risk thresholds of cadmium and arsenic in contaminated paddy soils. *Heliyon*, 10(24), e40910. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40910>
- Gutiérrez Cervantes, A. (2011). *Estudio sobre las condiciones de operación para la inmovilización de metales pesados en jales mineros empleando biosólidos composteados*.
- Hossain, M. K., Strezov, V., Chan, K. Y., Ziolkowski, A., & Nelson, P. F. (2011). Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *Journal of Environmental Management*, 92(1), 223–228. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.008>
- Hossain, M. K., Strezov, V., Yin Chan, K., & Nelson, P. F. (2010). Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*). *Chemosphere*, 78(9), 1167–1171. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2010.01.009>
- Houba, V. J. G., Temminghoff, E. J. M., Gaikhorst, G. A., & van Vark, W. (2000). Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction reagent. *Communications in Soil*

Science and Plant Analysis, 31(9–10), 1299–1396.

<https://doi.org/10.1080/00103620009370514>

Hu, B., Jia, X., Hu, J., Xu, D., Xia, F., & Li, Y. (2017). Assessment of Heavy Metal Pollution and Health Risks in the Soil-Plant-Human System in the Yangtze River Delta, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(9), 1042.

<https://doi.org/10.3390/ijerph14091042>

Huaraca-Fernandez, J. N., Pérez-Sosa, L., Bustinza-Cabala, L. S., & Pampa-Quispe, N. B. (2020). Organic amendments in the immobilization of cadmium in contaminated agricultural soils: A review. In *Informacion Tecnologica* (Vol. 31, Issue 4, pp. 139–152). Centro de Informacion Tecnologica. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642020000400139>

Ibrahim, M. E. H., Adam Ali, A. Y., Elsiddig, A. M. I., Zhou, G., Nimir, N. E. A., Agbna, G. H. D., & Zhu, G. (2021). Mitigation effect of biochar on sorghum seedling growth under salinity stress. *Pakistan Journal of Botany*, 53(2). [https://doi.org/10.30848/PJB2021-2\(21\)](https://doi.org/10.30848/PJB2021-2(21))

Imran, S., Sarker, P., Hoque, Md. N., Paul, N. C., Mahamud, Md. A., Chakroborty, J., Tahjib-Ul-Arif, Md., Latef, A. A. H. A., Hasanuzzaman, M., & Rhaman, M. S. (2022). Biochar actions for the mitigation of plant abiotic stress. *Crop & Pasture Science*, 74(2), 6–20. <https://doi.org/10.1071/CP21486>

Jara-Peña, E., Gómez, J., Montoya, H., Chanco, M., Mariano, M., & Cano, N. (2014). Capacidad fitorremediadora de cinco especies altoandinas de suelos contaminados con metales pesados. *Revista Peruana de Biología*, 21(2), 145–154. <https://doi.org/10.15381/rpb.v21i2.9817>

Jiang, T.-Y., Jiang, J., Xu, R.-K., & Li, Z. (2012). Adsorption of Pb(II) on variable charge soils amended with rice-straw derived biochar. *Chemosphere*, 89(3), 249–256. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.04.028>

Jiménez, R. (2017). *Introducción a la contaminación de suelos* (3rd ed.). Mundi-Prensa.

Karamooz, H., Safipour, A., & Saeid, F. (2016). Tolerance and accumulation of heavy metals by *Descurainia sophia* L. *Journal of Chemical Health Risks*, 6(1), 69–78.

Khalilzadeh, R., Seyed Sharifi, R., & Jalilian, J. (2018). Growth, physiological status, and yield of salt-stressed wheat (*Triticum aestivum* L.) plants affected by biofertilizer and cycocel applications. *Arid Land Research and Management*, 32(1), 71–90. <https://doi.org/10.1080/15324982.2017.1378282>

Kim, D., & Kruger, A. A. (2018). Volatile species of technetium and rhenium during waste vitrification. *Journal of Non-Crystalline Solids*, 481, 41–50. <https://doi.org/10.1016/j.jnoncrysol.2017.10.013>

Kim, K.-R., Owens, G., & Naidu, R. (2009). Heavy metal distribution, bioaccessibility, and phytoavailability in long-term contaminated soils from Lake Macquarie, Australia. *Soil Research*, 47(2), 166. <https://doi.org/10.1071/SR08054>

- Kookana, R. S. (2010). The role of biochar in modifying the environmental fate, bioavailability, and efficacy of pesticides in soils: a review. *Soil Research*, 48(7), 627. <https://doi.org/10.1071/SR10007>
- Krzyszowska, M. (2011). The cell wall in plant cell response to trace metals: polysaccharide remodeling and its role in defense strategy. *Acta Physiologiae Plantarum*, 33(1), 35–51. <https://doi.org/10.1007/s11738-010-0581-z>
- Kubier, A., Wilkin, R. T., & Pichler, T. (2019). Cadmium in soils and groundwater: A review. *Applied Geochemistry*, 108, 104388. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104388>
- Laghlimi, M., Baghdad, B., Hadi, H. El, & Bouabdli, A. (2015). Phytoremediation Mechanisms of Heavy Metal Contaminated Soils: A Review. *Open Journal of Ecology*, 05(08), 375–388. <https://doi.org/10.4236/oje.2015.58031>
- Laidlaw, M. A. S., Filippelli, G. M., Brown, S., Paz-Ferreiro, J., Reichman, S. M., Netherway, P., Truskewycz, A., Ball, A. S., & Mielke, H. W. (2017). Case studies and evidence-based approaches to addressing urban soil lead contamination. *Applied Geochemistry*, 83, 14–30. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.02.015>
- Lambrechts, T., Couder, E., Bernal, M. P., Faz, Á., Iserentant, A., & Lutts, S. (2011). Assessment of Heavy Metal Bioavailability in Contaminated Soils from a Former Mining Area (La Union, Spain) Using a Rhizospheric Test. *Water, Air, & Soil Pollution*, 217(1–4), 333–346. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0591-x>
- Lehmann, J., Czimczik, C., Laird, D., & Sohi, S. (2009). Stability of Biochar in the Soil. In J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology* (pp. 169–182).
- Li, C., Wang, H., Yang, Y., Liu, H., Fang, X., Zhang, Y., & Lv, J. (2024). Inhibition of microbially mediated total organic carbon decomposition in different types of cadmium contaminated soils with wheat straw addition. *Scientific Reports*, 14(1), 15114. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-64267-2>
- Li, H., Liu, Y., Chen, Y., Wang, S., Wang, M., Xie, T., & Wang, G. (2016). Biochar amendment immobilizes lead in rice paddy soils and reduces its phytoavailability. *Scientific Reports*, 6(1), 31616. <https://doi.org/10.1038/srep31616>
- Li, N., Tang, X., Yang, J., & Sun, Z. (2021). Restoration and risk reduction of lead mining waste by phosphate-enriched biosolid amendments. *Scientific Reports*, 11(1), 8965. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88576-y>
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., Skjemstad, J. O., Thies, J., Luizão, F. J., Petersen, J., & Neves, E. G. (2006). Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1719–1730. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0383>
- Liu, C., Lin, J., Chen, H., Wang, W., & Yang, Y. (2022). Comparative Study of Biochar Modified with Different Functional Groups for Efficient Removal of Pb(II) and Ni(II). *International Journal of*

Environmental Research and Public Health, 19(18), 11163.

<https://doi.org/10.3390/ijerph191811163>

- Macías, R., Ramos, M. S., Guerrero, A. L., Farfán, M. G., Mitchell, K., & Avelar, F. J. (2022). Contamination Assessment and Chemical Speciation of Lead in Soils and Sediments: A Case Study in Aguascalientes, México. *Applied Sciences*, 12(17), 8592. <https://doi.org/10.3390/app12178592>
- Małacka, A., Piechalak, A., Morkunas, I., & Tomaszewska, B. (2008). Accumulation of lead in root cells of *Pisum sativum*. *Acta Physiologiae Plantarum*, 30(5), 629–637. <https://doi.org/10.1007/s11738-008-0159-1>
- Marchuk, S., Tait, S., Sinha, P., Harris, P., Antille, D. L., & McCabe, B. K. (2023). Biosolids-derived fertilisers: A review of challenges and opportunities. *Science of The Total Environment*, 875, 162555. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162555>
- Marković, J., Jović, M., Smičiklas, I., Šljivić-Ivanović, M., Onjia, A., Trivunac, K., & Popović, A. (2019). Cadmium retention and distribution in contaminated soil: effects and interactions of soil properties, contamination level, aging time and in situ immobilization agents. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 174, 305–314. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.001>
- Martínez Madrid, D. E., & Marrugo Negrete, J. (2021). Efecto de la adición de enmiendas en la inmovilización de metales pesados en suelos mineros del sur de Bolívar, Colombia. *Ciencia & Tecnología Agropecuaria*, 22(2). https://doi.org/10.21930/rcta.vol22_num2_art:2272
- Martínez Robaina, A. Y., Do Amaral Sobrinho, N. M. B., Febles González, J. M., Abreu Lima, E. S., & Benítez Odio, M. (2021). Fraccionamiento de metales pesados en suelos cultivados con tabaco en Pinar del Río, Cuba. *Acta Agronómica*, 69(3). <https://doi.org/10.15446/acag.v69n3.81471>
- Matović, V., Buha, A., Đukić-Čosić, D., & Bulat, Z. (2015). Insight into the oxidative stress induced by lead and/or cadmium in blood, liver and kidneys. *Food and Chemical Toxicology*, 78, 130–140. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2015.02.011>
- Meers, E., Samson, R., Tack, F. M. G., Ruttens, A., Vandeghechuchte, M., Vangronsveld, J., & Verloo, M. G. (2007). Phytoavailability assessment of heavy metals in soils by single extractions and accumulation by *Phaseolus vulgaris*. *Environmental and Experimental Botany*, 60(3), 385–396. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2006.12.010>
- Melo Cerón, A., Rodríguez González, A., & González Guzmán, J. (2017). Manejo de biosólidos y su posible aplicación al suelo, caso Colombia y Uruguay. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 8(1), 217–226.
- Mitchell, K. (2016). *Estabilización de metales en suelos y sedimentos contaminados por actividad minera empleando biomasa*. Universidad Autónoma de Aguascalientes.
- Mitchell, K. N., Ramos Gómez, M. S., Guerrero Barrera, A. L., Yamamoto Flores, L., Flores de la Torre, J. A., & Avelar González, F. J. (2016). Evaluation of Environmental Risk of Metal Contaminated Soils and Sediments Near Mining Sites in Aguascalientes, Mexico. *Bulletin of*

Environmental Contamination and Toxicology, 97(2), 216–224.

<https://doi.org/10.1007/s00128-016-1820-9>

Mitchell, K., Trakal, L., Sillerova, H., Avelar-González, F. J., Guerrero-Barrera, A. L., Hough, R., & Beesley, L. (2018). Mobility of As, Cr and Cu in a contaminated grassland soil in response to diverse organic amendments; a sequential column leaching experiment. *Applied Geochemistry*, 88, 95–102. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.05.020>

Navarrete-Rodríguez, G., Castañeda-Chávez, M. del R., & Lango-Reynoso, F. (2020). Geoaccumulation of Heavy Metals in Sediment of the Fluvial–Lagoon–Deltaic System of the Palizada River, Campeche, Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(3), 969. <https://doi.org/10.3390/ijerph17030969>

NOM-021-SEMARNAT-2000, 1 (2003).

Ortiz Bernad, I., Sanz García, J., Dorado Valiño, M., & Villar Fernández, S. (2012). *Técnicas de recuperación de suelos contaminados* (Vol. 6). Innovación en tecnologías Medioambientales y Energía.

Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A., & Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9–18.

Padoan, E., Hernandez Kath, A., Vahl, L. C., & Ajmone-Marsan, F. (2020). Potential Release of Zinc and Cadmium From Mine-Affected Soils Under Flooding, a Mesocosm Study. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 79(4), 421–434. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00777-0>

Palansooriya, K. N., Shaheen, S. M., Chen, S. S., Tsang, D. C. W., Hashimoto, Y., Hou, D., Bolan, N. S., Rinklebe, J., & Ok, Y. S. (2020). Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. *Environment International*, 134, 105046. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105046>

Paz-Ferreiro, J., Nieto, A., Méndez, A., Askeland, M. P. J., & Gascó, G. (2018). Biochar from Biosolids Pyrolysis: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(5), 956. <https://doi.org/10.3390/ijerph15050956>

Piscitelli, C., Lavorgna, M., De Prisco, R., Coppola, E., Grilli, E., Russo, C., & Isidori, M. (2020). Tomato plants (*Solanum lycopersicum* L.) grown in experimental contaminated soil: Bioconcentration of potentially toxic elements and free radical scavenging evaluation. *PLOS ONE*, 15(8), e0237031. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0237031>

Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies (1992).

Ramírez Gottfried, R. I., García Carrillo, M., Alvares, V. de P., González Cervantes, G., & Hernández Hernández, V. (2019). Potencial fitorremediador de la chicura (*Ambrosia ambrosioides*) en suelos contaminados por metales pesados. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10(7), 1529–1540. <https://doi.org/10.29312/remexca.v10i7.1731>

- Ramos Gómez, M. S. (2012). *Tratamiento de jales y sedimentos contaminados con metales pesados mediante la aplicación de biosólidos*.
- Rathnayake, D., Rego, F., Van Poucke, R., Bridgwater, A. V., Mašek, O., Meers, E., Wang, J., Yang, Y., & Ronsse, F. (2021). Chemical stabilization of Cd-contaminated soil using fresh and aged wheat straw biochar. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(8), 10155–10166. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11574-6>
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, I., Díaz, M., & González, E. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, 16(2), 66–77. <https://doi.org/10.19053/1900771X.v16.n2.2016.5447>
- Rico-Sánchez, A. E., Rodríguez-Romero, A. J., Sedeño-Díaz, J. E., López-López, E., & Sundermann, A. (2022). Aquatic macroinvertebrate assemblages in rivers influenced by mining activities. *Scientific Reports*, 12(1), 3209. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06869-2>
- Rizwan, M., Ali, S., Adrees, M., Ibrahim, M., Tsang, D. C. W., Zia-ur-Rehman, M., Zahir, Z. A., Rinklebe, J., Tack, F. M. G., & Ok, Y. S. (2017). A critical review on effects, tolerance mechanisms and management of cadmium in vegetables. *Chemosphere*, 182, 90–105. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.013>
- Robledo Santoyo, E. (2012). *Manejo y uso de biosólidos en suelos agrícolas* [Doctoral]. Colegio de Postgraduados.
- Rodriguez, A., Lemos, D., Trujillo, Y. T., Amaya, J. G., & Ramos, L. D. (2019). Effectiveness of Biochar Obtained from Corn cob for Immobilization of Lead in Contaminated Soil. *Journal of Health and Pollution*, 9(23). <https://doi.org/10.5696/2156-9614-9.23.190907>
- Rodríguez Albarracín, H. S. (2017). *Dinámica del cadmio en suelos con niveles altos del elemento, en zonas productoras de cacao de Nilo y Yacopí, Cundinamarca*. [Maestría]. Universidad Nacional de Colombia.
- Ropero Portillo, S. (2020). *Efecto de las enmiendas sobre la actividad microbiológica de un suelo contaminado con elementos traza*.
- Saldaña, H. (2020). *NIVELES DE REFERENCIA PARA METALES PESADOS EN EL SUELO - CERRO DE PASCO* [Environmental Engineer]. FACULTAD DE INGENIERÍA GEOGRÁFICA, AMBIENTAL Y ECOTURISMO .
- Sánchez, G. (2016). *Ecotoxicología del cadmio. Riesgo para la salud de la utilización de suelos ricos en cadmio*. Universidad Complutense.
- Sarkar, B., Mukhopadhyay, R., Ramanayaka, S., Bolan, N., & Ok, Y. S. (2021). The role of soils in the disposition, sequestration and decontamination of environmental contaminants. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 376(1834), 20200177. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0177>
- Seshadri, B., Bolan, N., & Naidu, R. (2015). Rhizosphere-induced heavy metal(loid) transformation in relation to bioavailability and remediation. *Journal of Soil and Science and Plant Nutrition*, 15(2), 524–548. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162015005000043>

- Shahid, M., Pinelli, E., Pourrut, B., Silvestre, J., & Dumat, C. (2011). Lead-induced genotoxicity to *Vicia faba* L. roots in relation with metal cell uptake and initial speciation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(1), 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.08.037>
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (1999).
- Tan, Z., Lin, C. S. K., Ji, X., & Rainey, T. J. (2017). Returning biochar to fields: A review. In *Applied Soil Ecology* (Vol. 116, pp. 1–11). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.03.017>
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., & Bisson, M. (1979). Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Analytical Chemistry*, 51(7), 844–851.
- Torres Agredo, J., Narváez-Legarda, A., Sánchez Cano, R., & Mosquera Idrobo, L. (2021). Proceso de vitrificación para estabilizar una escoria de fundición: estudio preliminar. *Ingeniería y Competitividad*, 24(2).
- Torri, S. I., Amaturio, J. I., Sánchez, L., & Pacheco-Rudz, E. O. (2021). EFECTO DE LAS ZEOLITAS SOBRE CIERTAS PROPIEDADES DE UN SUELO ENMENDADO CON BIOSÓLIDOS. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. <https://doi.org/10.20937/RICA.53796>
- Trifunović, V. (2021). Vitrification as a method of soil remediation. *Zastita Materijala*, 62(3), 166–179. <https://doi.org/10.5937/zasmat2103166T>
- Velicogna, J. R., Schwertfeger, D., Jesmer, A., Beer, C., Kuo, J., DeRosa, M. C., Scroggins, R., Smith, M., & Princz, J. (2021). Soil invertebrate toxicity and bioaccumulation of nano copper oxide and copper sulphate in soils, with and without biosolids amendment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 217, 112222. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112222>
- Venegas Sepúlveda, A. (n.d.). *Evaluación de la adición de materiales de origen orgánico para la remediación de suelos contaminados con metales pesados*. www.tdx.cat
- Violante, A., Cozzolino, V., Perelomov, L., Caporale, A. G., & Pigna, M. (2010). MOBILITY AND BIOAVAILABILITY OF HEAVY METALS AND METALLOIDS IN SOIL ENVIRONMENTS. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 10(3). <https://doi.org/10.4067/S0718-95162010000100005>
- Wang, P., Wang, T., Yao, Y., Wang, C., Liu, C., & Yuan, Y. (2016). A Diffusive Gradient-in-Thin-Film Technique for Evaluation of the Bioavailability of Cd in Soil Contaminated with Cd and Pb. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(6), 556. <https://doi.org/10.3390/ijerph13060556>
- Wang, Y., Gao, M., Chen, H., Chen, Y., Wang, L., & Wang, R. (2023). Organic Amendments promote saline-alkali soil desalinization and enhance maize growth. *Frontiers in Plant Science*, 14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1177209>
- Xiao, L., Yu, Z., Liu, H., Tan, T., Yao, J., Zhang, Y., & Wu, J. (2020). Effects of Cd and Pb on diversity of microbial community and enzyme activity in soil. *Ecotoxicology*, 29(5), 551–558. <https://doi.org/10.1007/s10646-020-02205-4>
- Xu, C., Chen, H., Xiang, Q., Zhu, H., Wang, S., Zhu, Q., Huang, D., & Zhang, Y. (2018). Effect of peanut shell and wheat straw biochar on the availability of Cd and Pb in a soil–rice (*Oryza*

sativa L.) system. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(2), 1147–1156.
<https://doi.org/10.1007/s11356-017-0495-z>

Xu, Z., Shi, M., Yu, X., & Liu, M. (2022). Heavy Metal Pollution and Health Risk Assessment of Vegetable–Soil Systems of Facilities Irrigated with Wastewater in Northern China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(16), 9835.
<https://doi.org/10.3390/ijerph19169835>

Yousef, M., Alba-Ramírez, C., Garrido Jurado, I., Mateu, J., Raya Díaz, S., Valverde-García, P., & Quesada-Moraga, E. (2018). *Metarhizium brunneum* (Ascomycota; Hypocreales) Treatments Targeting Olive Fly in the Soil for Sustainable Crop Production. *Frontiers in Plant Science*, 9.
<https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00001>

Zari, M., Smith, R., Wright, C., & Ferrari, R. (2022). Health and environmental impact assessment of landfill mining activities: A case study in Norfolk, UK. *Heliyon*, 8(11), e11594.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11594>

Zhang, H., Ding, W., Yu, H., & He, X. (2015). Linking organic carbon accumulation to microbial community dynamics in a sandy loam soil: result of 20 years compost and inorganic fertilizers repeated application experiment. *Biology and Fertility of Soils*, 51(2), 137–150.
<https://doi.org/10.1007/s00374-014-0957-0>

Zhang, Y., Zhang, H., Zhang, Z., Liu, C., Sun, C., Zhang, W., & Marhaba, T. (2018). pH Effect on Heavy Metal Release from a Polluted Sediment. *Journal of Chemistry*, 2018, 1–7.
<https://doi.org/10.1155/2018/7597640>

Zhou, C., Yuan, H., Ning, C., Li, S., Xia, Z., Zhu, M., Ma, Q., & Yu, W. (2020). Evaluation of Different Types and Amounts of Amendments on Soil Cd Immobilization and its Uptake to Wheat. *Environmental Management*, 65(6), 818–828. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01287-4>

Zhou, L., Zhao, Y., & Wang, S. (2015). Cadmium transfer and detoxification mechanisms in a soil–mulberry–silkworm system: phytoremediation potential. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(22), 18031–18039. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5011-8>