



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA

**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA
AMBIENTAL**

**Materiales Estabilizadores Empleados para Remediar Suelos
Contaminados con Metales Pesados: Revisión sistemática**

**TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL**

AUTORES:

Sedano Jiménez, Ana Nelva (ORCID: 0000-0002-6489-1987)

Sullca Pucuhuanca, Jhary (ORCID: 0000-0003-1136-7070)

ASESOR:

Dr. Lozano Sulca, Yimi Tom (OCID: 0000-0002-0803-1261)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LIMA – PERÚ

2022

DEDICATORIA

El presente trabajo investigativo lo dedicamos principalmente a Dios, por ser nuestro inspirador y darnos fuerza para continuar en este proceso de obtener así uno de los anhelos más deseados.

A nuestros padres, por su amor, trabajo y sacrificio en todos estos años, gracias a ellos hemos logrado llegar hasta aquí y convertirnos en lo que somos.

A nuestros hermanos (as) por estar siempre presentes, acompañándonos y por el apoyo moral, que nos brindaron a lo largo de esta etapa de nuestras vidas.

AGRADECIMIENTOS

A la universidad que me dio la bienvenida, las oportunidades que me brinda son incomparables, cuyo destino hizo que me topara con ellas.

Agradezco también por la ayuda de mis maestros, mis compañeros y la universidad toda, son copiosos los conocimientos que me han otorgado.

Índice del contenido

Carátula.....	i
Dedicatoria	ii
Agradecimientos.....	iii
Índice de contenido	iv
Índice de tablas	v
Índice de figuras.....	vi
Índice de gráficos	vii
Índice de abreviaturas	vii
Resumen	viii
Abstract	ix
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. MARCO TEÓRICO	4
III. METODOLOGÍA	14
3.1. Tipo y diseño de investigación.....	14
3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización	14
3.3. Escenario de estudio	16
3.4. Participantes.....	16
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos.....	16
3.6. Procedimiento	16
3.7. Rigor científico.....	18
3.8. Método de análisis de información	18
3.9. Aspectos éticos	19
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	20
V. CONCLUSIONES.....	32
VI. RECOMENDACIONES.....	33
REFERENCIAS	
ANEXOS	

Índice de tablas

<i>Tabla 1. La gama de algunos metales pesados tóxicos</i>	6
<i>Tabla 2. Límites reglamentarios de algunos metales pesados tóxicos para el ser humano</i>	6
<i>Tabla 3. Efectos sobre la salud y las fuentes de emisiones</i>	7
<i>Tabla 4. Matriz de Categorización Apriorística</i>	15
<i>Tabla 5. Materiales estabilizadores empleados para la estabilización química</i>	20
<i>Tabla 6. Eficiencia que se genera con la tecnología de estabilización química</i>	23
<i>Tabla 7. Alteraciones de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo empleando materiales estabilizadores mediante la tecnología de estabilización química</i>	29

Índice de figuras

<i>Figura 1. Principales fuentes de contaminación de metales pesados potencialmente tóxicos en suelos contaminados</i> -----	4
<i>Figura 2. Registro de la aplicación de materiales estabilizadores en el suelo contaminado con MP en los años 2010 - 2020</i> -----	8

Índice de gráficos

Gráfico 1. Procedimiento de recolección de datos _____ 17

Índice de abreviaturas

MP	: Metales pesados
Sep	: Sepiolita natural
M-Sep	: Mercaptosepiolita
Ben	: Bentonita
Pal	: Paligorskita
ATTP	: Attapulgita
TG	: Yeso de titanio
Cao	: Óxido de calcio
SM	: Metasilicato de sodio
HAP	: Hidroxiapatita
AB	: Almendra
CB	: Paja de maíz
FX	: Fundición

Resumen

El trabajo de investigación tuvo como objetivo analizar los aspectos más relevantes sobre el uso y aplicación de los materiales estabilizadores empleados mediante la tecnología de estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados, para lo cual se empleó una metodología básica de diseño sistemático de donde se realizó una búsqueda de 71 estudios, los cuales pasaron por un criterio de selección y exclusión, quedando 27 artículos añadidos al estudio, donde se obtuvo lo siguiente:

Los materiales estabilizadores son aquellos tipos de materiales inorgánicos; siendo ello respaldado por el 78% de los investigadores, y el restante 22% aplica materiales estabilizadores orgánicos. Entre los estabilizadores inorgánicos se encuentran los minerales arcillosos, los materiales calcáreos, los fosfatos, los óxidos metálicos, los materiales a base de Fe/Al y los residuos industriales. La eficiencia que se genera con la tecnología de estabilización química es alta, empleando materiales orgánicos e inorgánicos para la inmovilización de metales como Cd, Cu, Pb y Zn en suelos contaminados. Las alteraciones de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo empleando materiales estabilizadores se da en la estructura del suelo, la comunidad microbiana, los nutrientes y la actividad enzimática son las propiedades del suelo que presentan mayores alteraciones.

Palabras clave: estabilizadores, suelo, iones metálicos, contaminación, remediación

Abstract

The objective of the research work was to analyze the most relevant aspects on the use and application of stabilizing materials used through chemical stabilization technology to remediate soils contaminated with heavy metals, for which a basic methodology of systematic design was used, from which a search of 71 studies was carried out, which passed through a selection and exclusion criterion, leaving 27 articles added to the study, where the following was obtained:

Stabilizing materials are those types of inorganic materials; being this supported by 78% of the researchers, and the remaining 22% apply organic stabilizing materials. Among the inorganic stabilizers are clay minerals, calcareous materials, phosphates, metal oxides, Fe/Al based materials and industrial wastes. The efficiency generated with chemical stabilization technology is high, using organic and inorganic materials for the immobilization of metals such as Cd, Cu, Pb and Zn in contaminated soils. The alterations of the physicochemical and biological properties of the soil using stabilizing materials occur in the soil structure, the microbial community, nutrients and enzymatic activity are the soil properties that present greater alterations.

Keywords: stabilizers, soil, metal ions, contamination, remediation.

I. INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso insustituible para la supervivencia y el desarrollo humanos porque es la base de todas las actividades agrícolas (Chang Jheng S. et al., 2022, p.2). Pero con el rápido desarrollo de la urbanización, la industria y la agricultura, el problema de la contaminación por metales pesados (MP) en el suelo se ha vuelto cada vez más prominente (Gabarrón M. et al., 2018, p.2).

La contaminación por MP en el suelo está estrechamente relacionada con la calidad de los cultivos y la seguridad alimentaria (Zhu Zhihua et al., 2021, p.1). Los metales pesados en el suelo pueden ser absorbidos por los cultivos y luego llegar al cuerpo humano a través de la cadena alimentaria, amenazando directamente la salud humana (Li J. et al., 2018, p.2).

Muchos investigadores han cuantificado la acumulación de MP en el suelo en regiones típicas de todo el mundo y han descubierto que los suelos en la mayoría de las áreas están contaminados por más de un tipo de metal pesado (Ciarkowska Krystyna et al., 2019, p.3).

En Europa, la contaminación del suelo por metales pesados es un problema importante, representando aproximadamente el 37,3% del total de suelos contaminados (Zhang Jian et al., 2020, p.2). En Japón, alrededor de 1,16 millones de acres de suelos agrícolas estaban contaminados por metales pesados y en Corea, hay alrededor del 50% de minas abandonadas debido a la emisión de metales pesados (Xu Da Mao et al., 2021, p.2).

Así mismo, en departamentos del Perú se ha demostrado que existe alta contaminación con MP en los suelos por las actividades mineras, donde los niños de lugares como Cerro de Pasco mostraron una concentración más alta estadísticamente significativa de aluminio, antimonio, arsénico, cadmio, cromo, hierro, plomo, estaño y talio ($p < 0.05$) (Pileiro Xulia F. et al., 2021, p.2).

Los contaminantes como los metales pesados pueden acumularse en los órganos reproductores masculinos a niveles asociados con los trastornos reproductivos (Machado Neves M. et al., 2021, p.2). Varios estudios a nivel mundial informaron los efectos perjudiciales del arsénico inorgánico ($iAs+3/ iAs+5$), cadmio ($Cd+2$), plomo

(Pb⁺²) y mercurio (Hg⁺²/ CH₃Hg⁺²) en el epidídimo, que juega un papel crucial en la maduración de los espermatozoides (Olivero Verbel J. et al., 2021, p.2).

Debido a ello, se busca encontrar una tecnología de remediación in situ innovadora, altamente eficiente y económicamente viable (Yi X. et al., 2017, p.2). Siendo la estabilización química considerada para añadir al suelo materiales estabilizadores, como materiales inorgánicos, los minerales de arcilla, los materiales de cal fosfatos, óxidos metálicos y materiales a base de Fe/Al; debido a que son considerados como agentes eficientes estabilizadores de iones metálicos (Cao Xueying et al., 2018, p.4).

Es así que de acuerdo a lo plasmado y la realidad problemática expuesta, se propone el siguiente problema general:

¿Cuáles son los aspectos más relevantes sobre el uso y aplicación de los materiales estabilizadores empleados mediante la tecnología de estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados?, y como problemas específicos se elaboró:

PE1: ¿Cuáles son los materiales estabilizadores empleados para la estabilización química en la remediar suelos contaminados con metales pesados?

PE2: ¿Cuál es la eficiencia que se genera con la tecnología de estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados?

PE3: ¿Cuáles son las alteraciones de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo empleando materiales estabilizadores mediante la tecnología de estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados?

Así mismo, se elaboraron 3 objetivos específicos para este estudio, siendo detallado en primer lugar el objetivo general:

Analizar los aspectos más relevantes sobre el uso y aplicación de los materiales estabilizadores empleados mediante la tecnología de estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados; y los objetivos específicos son:

OE1: Determinar los materiales estabilizadores empleados para la estabilización química en la remediar suelos contaminados con metales pesados

OE2: Describir la eficiencia que se genera con la tecnología de estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados

OE3: Clasificar las alteraciones de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo empleando materiales estabilizadores mediante la tecnología de estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados

Este estudio proporciona los conocimientos más recientes sobre las aplicaciones de la remediación de estabilización química para suelos contaminados con metales pesados, presentando así una justificación teórica, así mismo, se pretende servir de base para nuevos estudios y que puedan emplear el presente trabajo como un respaldo para nuevas investigaciones.

II. MARCO TEÓRICO

La contaminación del suelo por metales pesados tóxicos es un problema medioambiental identificado en todo el mundo (Becker D., 2016, p.213). Es bien sabido que las actividades industriales, agrícolas y se cree que las actividades mineras son las fuentes antropogénicas más importantes de la contaminación por metales pesados (MP) (Como se encuentra caracterizado en la figura 1).

Figura N°1. Principales fuentes de contaminación de metales pesados potencialmente tóxicos en suelos contaminados



Fuente: Yang Xiong et al., (2020)

En el ámbito de la investigación y la gestión medioambiental, el término "metales pesados" suele referirse a un grupo de metales y metaloides (como el As) con toxicidad potencial (Senthil Kumar P. y Sarvanan A., 2017, p.326). Debido a su toxicidad y persistencia, los metales pesados (loides) han sido reconocidos como importantes contaminantes ambientales en todo el mundo (Lian Meihua et al., 2019, p.1).

Son elementos naturales que tienen un alto peso atómico y una densidad al menos cinco veces mayor que la del agua (Zheng Shunan et al., 2020, p.2). Sus múltiples aplicaciones industriales, domésticas, agrícolas, médicas y tecnológicas han llevado a su amplia distribución en el medio ambiente, lo que genera preocupaciones sobre sus posibles efectos sobre la salud humana y el medio ambiente (Kharazi Ava et al., 2021, p.2).

Los metales pesados (loid) causantes de problemas más comunes incluyen As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni y Zn; estos metales (loides), cuando se encuentran en los suelos agrícolas, pueden ser absorbidos por las raíces de los cultivos/vegetales y, posteriormente, ser transportados a las partes comestibles (Xiao Ran et al., 2017, p.3). Por lo que suponen una amenaza potencial para la salud humana a través de la transferencia de la cadena alimentaria (Liu Juan et al., 2019, p.2).

Como el suelo es el elemento más básico en el sistema de producción de alimentos, la contaminación de los suelos agrícolas por metales(loides) pesados ha recibido una atención considerable por parte del público y gobiernos de todo el mundo (Tóth Gergely et al., 2016, p.1).

Donde, el número de sitios contaminados en la Unión Europea y las áreas afectadas por diferentes tipos de contaminación, presentarían un costo de remediación de 17 300 millones de euros anuales para remediar la magnitud del problema en el continente (Huang Ying et al., 2018, p.3). Aparte de la contaminación del suelo que puede conducir a la degradación de la calidad del agua y a una serie de impactos negativos sobre el medio ambiente (Pandey N. y Tiwari A., 2021, p.2).

Se estima que el suelo no contaminado tenga un rango de concentración de Cd de 0/04 a 0/32 mM y el suelo contaminado tenga un rango de concentración de 0/32 a cerca de 1 mM, donde el retraso en el crecimiento, la clorosis y el enrollamiento de las hojas son los principales síntomas de la toxicidad del Cd (Kumpiene J. et al., 2019, p.4).

Así mismo, el Cd induce la producción de radicales libres de oxígeno y disminuye los antioxidantes enzimáticos y no enzimáticos; fitotóxico - decoloración rojo-marrón de las hojas, pardeamiento de las raíces, clorosis observada más en las raíces de las plantas porque los metales pesados se acumulan más en las raíces de la planta (Li Jiang Shan et al., 2018, p.1).

Mientras que, el Pb, al presentar toxicidad en las plantas inhibe el crecimiento de las raíces, causa clorosis, necrosis y también provoca el retraso del crecimiento de las plantas (Jiang Hui Hao et al., 2020, p.1). Es así que, en la tabla 1 se muestra los rangos de algunos metales pesados tóxicos.

Tabla N°1: La gama de algunos metales pesados tóxicos

Metales pesados	Rango en los suelos (ppm d.wt.) R	Rango en los cultivos (ppm d.wt.)
Cd	0.01-07	0.2-08
Ni	10-1000	1.0
As	.01-40	0.01-5
Hg	0.01-0.2	0.005-0.02
Pb	2-200	0.1-10

Fuente: Kiran B. y Sharma R., (2021)

Así también, la propagación de metales pesados a lo largo de la cadena alimentaria tiene graves consecuencias para la salud humana; mostrándose así en la tabla 2 los límites reglamentarios de algunos metales pesados tóxicos para el ser humano.

Tabla N°2: Límites reglamentarios de algunos metales pesados tóxicos para el ser humano

Metales pesados	Concentración máxima aceptable (OMS)	Concentración máxima aceptable en el agua potable (EPA)
Cd	0.003 ppm	0.005 ppm
Ni	-	2-4.3 ppb
As	0.01 ppm	0.01 ppm
Hg	0.001 ppm	2 ppb
Pb	0.01 ppm	50 ppb

Fuente: Kiran B. y Sharma R., (2021)

Así mismo, debido a su alto grado de toxicidad, el arsénico, el cadmio, el cromo, el plomo y el mercurio se encuentran entre los metales prioritarios de importancia para la salud pública (Xiang Mingtao et al., 2021, p.3). Estos elementos metálicos se consideran tóxicos sistémicos que se sabe que inducen daños en múltiples órganos, incluso a niveles más bajos de exposición (Wu Shang et al., 2016, p.2).

Por tal motivo, estos metales han sido ampliamente estudiados y sus efectos sobre la salud humana han sido revisados periódicamente por organismos internacionales como la OMS (Asati Ambika et al., 2016, p.56). Es así que se detallada en la tabla 3 los efectos sobre la salud, por los iones metálicos tóxicos.

Tabla N°3: Efectos sobre la salud y las fuentes de emisiones

Metal	Efectos	Fuentes de emisiones
Arsénico	<ul style="list-style-type: none"> •Provoca melanosis, queratosis e hiperpigmentación en humanos. •Inmunotóxico •Genotoxicidad por generación de especies reactivas de oxígeno y peroxidación lipídica •Modulación de la expresión del correceptor •Provoca efectos toxicológicos y cancerígenos. 	Extracción y fundición de arsénico combustión de carbón Producción industrial con arsénico como materia prima
Cadmio	<ul style="list-style-type: none"> •Efectos agudos en niños •Bronquitis •Causar daños graves a los riñones y huesos en humanos, enfisema, anemia. 	Galvanoplastia Metalurgia no ferrosa Combustión de combustibles Impresión y pigmentos Baterías Industrias químicas
Níquel	<ul style="list-style-type: none"> •Alta fitotoxicidad •Fauna dañina •Eczema de manos •Alta conc. puede causar daño al ADN 	Extracción y fundición de mineral de níquel Proceso de producción y procesamiento de acero aleado Carbón, combustión de petróleo emisiones de polvo Galvanoplastia, niquelado y proceso de producción
Zinc	<ul style="list-style-type: none"> •Anemia •Fitotóxico •Dolor abdominal, etc. •Falta de coordinación muscular 	Minería y metalurgia Fábrica de instrumentación de galvanoplastia Molinos de papel
Cobre	<ul style="list-style-type: none"> •Fitotóxico •Provoca daños en una variedad de fauna acuática. •Irritación del sistema nervioso central seguida de depresión 	Minería y fundición de cobre Procesamiento de metales Fabricación de maquinaria Producción de acero
Cromo	<ul style="list-style-type: none"> •Irritación de la mucosa gastrointestinal. •Necrosis, nefritis y muerte en humanos (10 mg kg⁻¹ de peso corporal como cromo hexavalente) 	Curtidurías Aplicaciones de fabricación de pulpa y caucho
Guiar	<ul style="list-style-type: none"> •Las dosis altas causan veneno metabólico •Cansancio, irritabilidad, anemia y cambios de comportamiento en los niños. •Tóxico para los seres humanos, la fauna acuática y el ganado. •Fitotóxico •Hipertensión y daño cerebral. •Fitotóxico 	Transporte por carretera Aguas residuales de la industria de baterías de plomo Aguas residuales de plantas químicas de plomo Residuos electrónicos

Fuente: Liu L. et al., (2019)

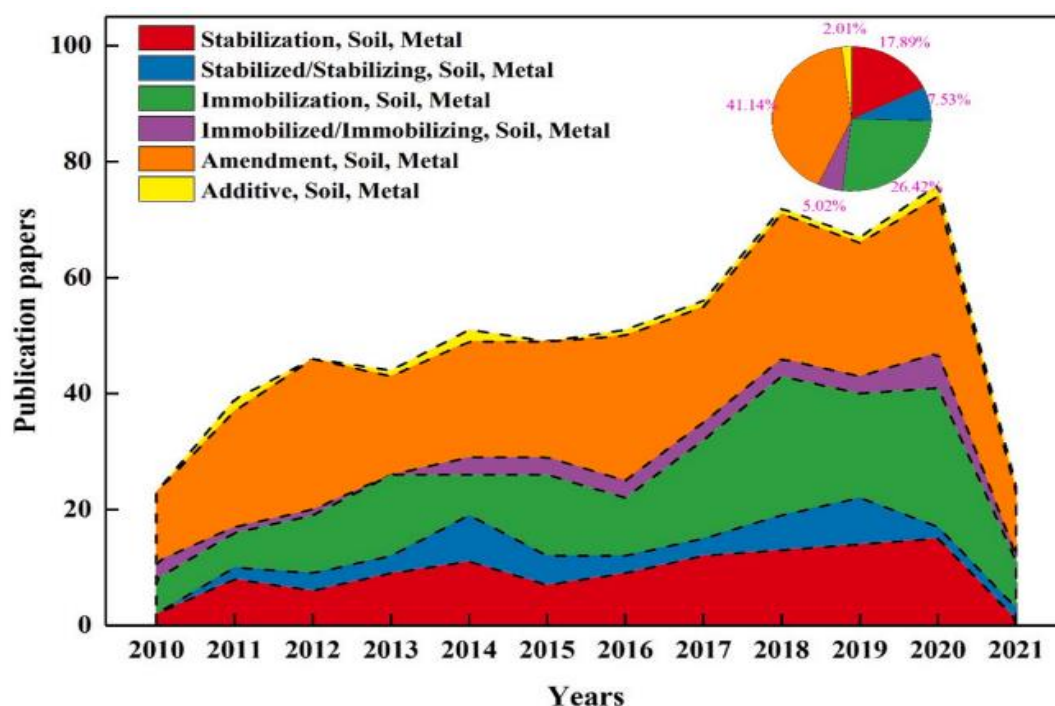
Las emisiones de cadmio han aumentado drásticamente durante el siglo XX, una de las razones es que los productos que contienen cadmio rara vez se reciclan, pero a menudo se vierten junto con la basura doméstica (Goyal Deepika et al., 2020, p.79).

Los datos recientes indican que los efectos adversos para la salud de la exposición al cadmio pueden ocurrir a niveles de exposición más bajos de lo anticipado anteriormente, principalmente en forma de daño renal pero posiblemente también efectos óseos y fracturas (Long Zhije et al., 2021, p.2).

En respuesta a la creciente generación de terrenos contaminados por metales en todo el mundo, se han realizado amplios estudios para desarrollar estrategias de remediación en las últimas décadas (Gong Yanyan et al., 2018, p.4).

Las tecnologías comunes para la remediación de suelos contaminados con metales pesados incluyen la inmovilización química, la fitorremediación y el lavado de suelos, etc. (Zhao Bin et al., 2020, p.2). Entre estos métodos de remediación, la inmovilización química es una técnica prometedora de remediación de suelos con las ventajas de la simplicidad, la rapidez, los bajos costes y la alta aplicabilidad (Zhang Wanying et al., 2017, p.3). (Ver figura 2).

Figura N°2: Registro de la aplicación de materiales estabilizadores en el suelo contaminado con MP en los años 2010 - 2020



Fuente: Gong Longda et al., (2021)

La inmovilización química se basa en la adición de las enmiendas del suelo para ayudar a retener los metales en la fase sólida estable por sorción, precipitación, complejación intercambio iónico o proceso redox, disminuyendo así la movilidad y biodisponibilidad de metales (Zhou Wan Huan et al., 2019, p.2). Los materiales portadores de fósforo y el biocarbón son dos enmiendas ampliamente aplicadas que han demostrado su eficacia en la inmovilización de metales pesados en suelos contaminados (Zhang Shengze et al., 2020, p.1).

Es así que, cada material estabilizador que se aplica en esta tecnología está dotado de capacidades específicas de remediación, que pueden contribuir a una reducción significativa en la movilidad, biodisponibilidad y toxicidad de los metales pesados en el suelo del suelo (Huang Haobin et al., 2019, p.3). Por lo tanto, la selección y combinación adecuadas de estabilizadores químicos se consideran la base principal, que determina el éxito de la aplicación de esta tecnología (Zhang Yunhui et al, 2020, p.4).

En general, los enfoques de estabilización para la remediación del suelo se consideran sostenibles debido al costo relativamente bajo y a los mínimos impactos ambientales asociados (Wang Ping et al., 2020, p.2). Además, los agentes de estabilización que se producen a partir de residuos de cultivos explotan un recurso que de otro modo podría eliminarse mediante la quema a cielo abierto, contribuyendo así a mitigar una fuente de contaminación atmosférica y de emisión de gases de efecto invernadero (Bi Xiangyang et al., 2020, p.2).

Por ejemplo; la pirólisis de residuos de cultivos agrícolas (es decir, la quema con oxígeno limitado) produce biocarbón, que ofrece un material de estabilización basado en la naturaleza (Cao Pengle et al., 2020, p.3). Además, la adición de biocarbón a los suelos agrícolas también puede mejorar el rendimiento de los cultivos (Yao Aijun et al., 2019, p.1).

En base al estudio presentado se muestran los antecedentes a nivel mundial:

Abd Aziz A. et al., (2019), se evaluó varios tratamientos de lixiviación química evaluando tanto la lixivabilidad como la bioacumulación de contaminantes en la lombriz de tierra *Eisenia fetida.*, y determinó el tratamiento más efectivo para lograr la estabilización del suelo. Se recolectaron muestras de suelo contaminadas con As, Cd, Cu, Pb y / o Zn de áreas mineras abandonadas y se estabilizaron agregando

piedra caliza y escoria de acero (5% y 2% p / p, respectivamente). Donde, el estudio mostró que el tratamiento del suelo con EDTA-NH₄OAc resultó en una disminución significativa en la lixiviabilidad de los contaminantes luego de la estabilización del suelo. Se encontró que la bioacumulación en las lombrices de tierra estaba correlacionada estadísticamente con la lixiviabilidad de As por EDTA-NH₄OAc. Concluyendo que, que la escoria de piedra caliza y acero efectivamente disminuyó la disponibilidad de metales pesados en el suelo y redujo la toxicidad para las lombrices de tierra.

Alam Mehboob et al., (2020), el objetivo del presente estudio fue determinar los efectos de diferentes enmiendas orgánicas sobre la absorción de metales tóxicos por el rábano (*Raphanus sativus L.*). Donde, se llevó a cabo un experimento en macetas usando tierra de jardín como control y la tierra contaminada recolectada de los vertederos de la mina de cromita, mina de piedra de jabón, mina de cuarzo, mina de manganeso. Los resultados indicaron que los niveles más altos de Cd (2,62 mg kg⁻¹) y Cr (13,6 mg kg⁻¹) se informó concentración en el suelo de la mina de cromita, mientras que Pb (23,3 mg kg⁻¹) y Mn (59,2 mg kg⁻¹) concentración registrada en la mina de piedra de jabón y la mina de manganeso impactada en el suelo, respectivamente. Concluyendo que, entre los fertilizantes orgánicos seleccionados, el vermicompost fue más eficaz y redujo la absorción de Cd, Cr, Pb y Mn en un 32,5, 50,25, 44,50 y 42,25%, respectivamente, y mejoró el crecimiento del rábano.

Ali Amjad et al., (2020), El objetivo de este estudio fue dilucidar los efectos del biocarbón derivado de la cáscara de albaricoque (ASB) y el biocarbón derivado del manzano (ATB) sobre las propiedades del suelo, el crecimiento de las plantas, las comunidades microbianas, las actividades enzimáticas y el fraccionamiento y la fitodisponibilidad de Zn y Cd en la minería. suelos. Se recogió suelo de fundición contaminado por Zn (1860,0 mg kg⁻¹) y Cd (39,9 mg kg⁻¹) de Fengxian, China, tratado con diferentes dosis (0 (control), 1, 2,5, 5 y 10% p / p) de ambos biochars y cultivado por Brassica juncea en un experimento de maceta de invernadero. Donde, la adición de biocarbón mejoró el crecimiento de las plantas (22,6–29,4%), el pH del suelo (hasta 0,94 unidades) y la materia orgánica del suelo (hasta 4 veces) en comparación con el control. El ASB y el ATB, particularmente el ATB, redujeron las fracciones solubles en ácido (21-26% para Zn y 15-35% para Cd) y reducibles (9-36% para Zn y 11-19% para Cd) de Zn y Cd y alteró estas fracciones en las fracciones orgánica y residual.

Almás A. et al., (2019), presenta un estudio geoquímico sobre la labilidad de Sb (oxianión) y Pb (catión) en suelo de campo de tiro muy contaminado después de enmienda con una escoria rica en Fe en combinación con FeSO₄ o un suelo orgánico contaminado con ácido. El efecto del tratamiento sobre el potencial de lixiviación y la labilidad química con el tiempo se probó en un experimento de lixiviación en columna y mediante un gradiente difusivo en película delgada y experimento de tecnología (DGT), respectivamente. Ambos tratamientos redujeron sustancialmente la lixiviación de Sb y Pb, pero la escoria y el FeSO₄ fueron más efectivos. La labilidad de la DGT de la escoria y el tratamiento del suelo orgánico provocó una reducción del 78% y del 93% en Sb DGT y Pb DGT, respectivamente. La escoria y el FeSO₄ redujeron la Sb DGT y Pb DGT en un 90% y 98,5%, respectivamente. Concluyendo que, aunque la lixiviación de Sb se redujo efectivamente, la labilidad a las enmiendas es más débil.

Alvarenga Paula et al., (2019), en su estudio se aplicó las cenizas volantes (FA) de la combustión de biomasa y lodos biológicos (S), ambos residuos de la industria de la pulpa y el papel, se granularon en diferentes proporciones (90% FA + 10% S, y 70% FA + 30% S p / p, base peso seco, dw) y se utiliza para recuperar la funcionalidad de suelos afectados por actividades mineras (Aljustrel, Faja Pirita Ibérica), con y sin la aplicación de compost de residuos sólidos urbanos (MSWC). Donde, las dosis de aplicación de ambas mezclas fueron 2,5, 5,0 y 10% (p / p, ps) y un aumento significativo de la materia orgánica del suelo. (de 0,6 a 0,8–1,5% p / p, ps) y contenido de N (de 0,04 a 0,09–0,12% p / p, ps) también se observó, pero solo cuando se aplicó MSWC. En conclusión, para establecer una cobertura vegetal a largo plazo en suelos mineros modificados con materiales a base de cenizas de biomasa , se recomienda la selección de plantas con mayor resistencia a la salinidad y / o la estabilización de las enmiendas, para reducir su contenido en sales solubles.

Alvarenga Paula et al., (2016), tuvo como objetivo evaluar el impacto potencial en el agua intersticial, superficial y subterránea de la aplicación beneficiosa de desechos orgánicos al suelo, utilizando sus eluidos y bioensayos agudos con organismos acuáticos y plantas: inhibición de la luminiscencia de *Vibrio fischeri* (15 y 30 min), *Daphnia magna* (48 h), supervivencia de *Thamnocephalus platyurus* (24 h) y germinación de semillas de *Lolium perenne* (7 d) y *Lactuca sativa* (5 D). Donde, algunos eluidos de desechos orgánicos promovieron respuestas altamente tóxicas,

pero esa toxicidad no se podía predecir mediante su caracterización química, que es obligatoria por los documentos reglamentarios.

Ammar Rawaa et al., (2016), en su estudio, se realizaron pruebas de lixiviación en columnas para investigar los efectos de las características fisicoquímicas del suelo sobre la movilidad de los metales en el subsuelo. Donde, la mayor liberación de metales se atribuye a las características fisicoquímicas del suelo y se espera que las altas concentraciones de calcio de origen fosfoyeso compitan por los elementos bivalentes adsorbidos, como el Cd, lo que resulta en su liberación. Concluyendo que, las características fisicoquímicas del suelo juegan un papel clave en la determinación del comportamiento y destino de los elementos tras la aplicación de enmiendas.

An Jinsung et al., (2019), en su artículo, se evaluó la efectividad de la estabilización in situ en suelos contaminados con As a largo plazo. Donde la, estabilización in situ de As se llevó a cabo mediante una enmienda sorbente a base de Fe y la extractabilidad química de As se determinó en primer lugar mediante el método de extracción del consorcio de investigación de solubilidad / biodisponibilidad y se caracterizó cualquier cambio en el riesgo para la salud humana a través de la ingestión oral. Los resultados indican que dichas fracciones extraíbles de As disminuyeron y, en consecuencia, el riesgo por ingestión oral disminuyó probablemente debido a la hematita transformada tanto de la goethita en el suelo original como del sorbente a base de Fe, que se identificó mediante espectroscopía de absorción de rayos X. Concluyendo que, la adsorción de fósforo en el sorbente a base de Fe disminuyó la concentración de fósforo disponible, lo que provocó una deficiencia de fósforo para el crecimiento.

Armistead S. et al., (2020), En este estudio, se describió un nuevo enfoque micro-macro de alto rendimiento para la identificación y el diseño eficiente de sistemas de suelos estabilizados con biopolímeros. Se probaron cinco biopolímeros diferentes contra Fe_2O_3 : goma de algarrobo, goma guar, goma gellan, goma xantano y carboximetilcelulosa sódica. Donde, el cribado reveló que la goma de algarrobo y la goma guar tienen la mayor afinidad por el Fe_2O_3 , lo que fue confirmado por MBC y de acuerdo con GV. En el estudio actual, MEBAS proporcionó un aumento de aproximadamente 50 veces en la tasa de evaluación en comparación con GV solo.

Baker S. et al., (2019), se realizaron experimentos por lotes para evaluar la eficacia de tres enmiendas de fosfato, hidroxapatita (HA), fitato de sodio (IP6) y tripolifosfato de sodio (TPP), para inmovilizar el U en sedimentos contaminados. Las modificaciones se añadieron en fósforo equivalentes concentraciones (P) y luego se equilibraron bajo una serie de condiciones de ensayo, con los cambios en soluble U y P total monitoreado a intervalos de tiempo preestablecidos. Solo el HA fue eficaz para reducir la fracción de suelo de U soluble en comparación con el control, con IP6 y TPP aumentando la fracción de suelo de U soluble. Los resultados de extracción secuencial para HA generalmente indicaron una transferencia de U de fases lábiles a más recalcitrantes, mientras que los resultados para IP6 y TPP fueron más ambiguos.

III. METODOLOGÍA

3.1 Tipos y diseño de investigación

La investigación es el proceso para saber el porqué de las cosas o fenómenos suscitados en nuestra sociedad o realidad. Arenas et al. (2000) indica que la investigación es un proceso social sobre querer conocer a partir de problemas de conocimiento, a través, de teorías existentes que hacen reflexionar al sujeto produciendo así dudas que necesitaran ser aclaradas a través de la investigación

Tipo de investigación: La investigación básica según Vargas (2009) sigue una lógica diferente a comparación de los otros tipos de investigación, donde se va a incrementar conocimientos mediante estudios ya realizados, los cuales no serán refutados con ningún aspecto práctico realizado. Siendo así, que el propósito u objetivo de este tipo de investigación es resolver problemas en específicos buscando generar nuevos conocimientos o reforzar aquellos ya obtenidos. A través de las lecturas recolectadas se pudo sustentar la información para resolver con ello el objetivo de materiales estabilizadores empleados para remediar suelos contaminados con metales pesados.

Diseño de investigación: Es la estructura que se tendrá para desarrollar y resolver las preguntas dadas o concebidas en un problema o fenómeno (Kerlinger, 2002).

El diseño empleado en el presente informe de investigación fue sistemático, según el autor Hernández (2014) el diseño sistemático implica un tipo de diseño de investigación secundaria que se utiliza para resumir los resultados de estudios de investigación primaria anteriores.

3.2 Categorías, sub categorías y matriz de categorización apriorística

Se utilizó la matriz apriorística las cuales se dividieron en categorías y sub categorías que fueron desarrollados a partir de los problemas y objetivos específicos; el cual se muestra en la siguiente tabla.

Tabla N° 4: Matriz de Categorización Apriorística

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categoría	Subcategoría	Unidad de análisis
Determinar los materiales estabilizadores empleados para la estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados	¿Cuál son los materiales estabilizadores empleados para la estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados?	Materiales estabilizadores empleados para la estabilización química (Zhang Shengze et al., 2020, p.1)	Materiales estabilizadores inorgánicos Materiales estabilizadores orgánicos	(Huang Haobin et al., 2019, p.3), (Wang Ping et al., 2020, p.2), (Cao Pengle et al., 2020, p.3).
Determinar la eficiencia que se genera con la tecnología de estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados	¿Cuál es la eficiencia que se genera con la tecnología de estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados?	Eficiencia que genera con la tecnología de estabilización química (Armistead S. et al., 2020)	Eficiencia alta Eficiencia baja	(Long Zhije et al., 2021, p.2), (Zhao Bin et al., 2020, p.2), (Xiang Mingtao et al., 2021, p.3).
Clasificar las alteraciones de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo empleando materiales estabilizadores mediante la tecnología de estabilización química	¿Cuáles son las alteraciones de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo empleando materiales estabilizadores mediante la tecnología de estabilización química ?	Las alteraciones de las propiedades fisicoquímicas y biológicas (Ammar Rawaa et al., 2016)	Comunidades microbianas Nutrientes Estructura	(Jiang Hui Hao et al., 2020, p.1), (Huang Ying et al., 2018, p.3), (Tóth Gergely et al., 2016, p.1).

Elaboración propia

3.3 Escenario de estudio

El escenario de estudio implica el lugar donde se realizó el estudio y se desarrollaron los hechos.

Dada la recolección de artículos científicos a través de las plataformas virtuales se tomó como escenario de estudio cada espacio usado en las lecturas extraídas las cuales se usaron para sustentar el presente informe.

3.4 Participantes

Plataformas virtuales: bibliotecas, red de revistas científicas.

A través de estas plataformas se pudo extraer información de diferentes fuentes para el sustento del presente informe de investigación. Considerándose así a las siguientes fuentes como las participantes del presente estudio:

Fuentes: Sciencedirect, Redalyc y Pubmed

3.5 Técnicas e instrumentos de recolección de datos

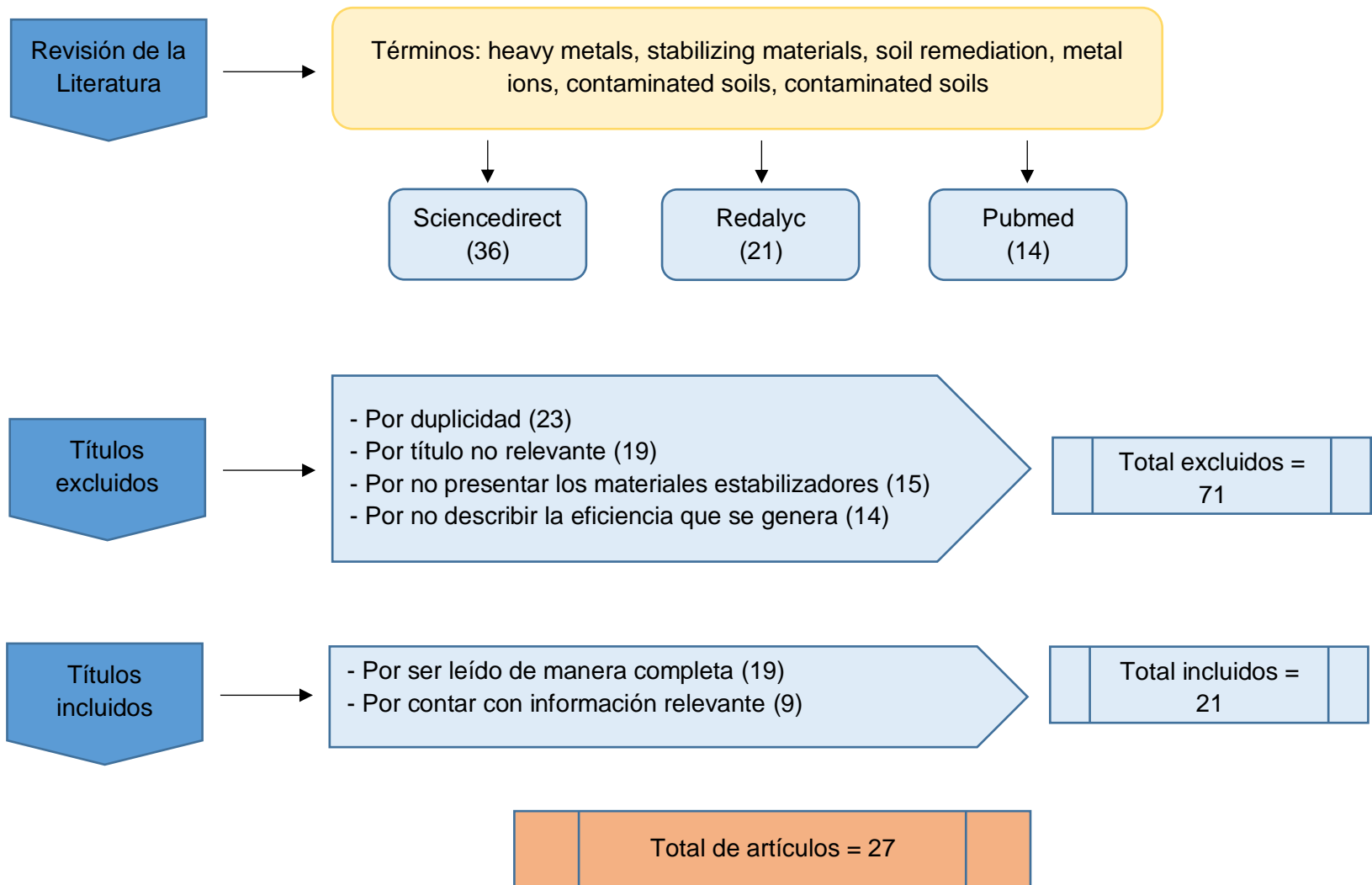
Para obtener la información de datos que será usada en la investigación se usan diferentes formas y existen distintas técnicas. Para lograr esto se hace uso de los instrumentos que ayudaran a concretar la técnica.

Técnica de análisis documental: toda la información extraída de los artículos científicos que se usó como sustento para el presente informe fue analizada y con ello se obtuvo un nuevo documento con las ideas más relevantes que representó a las lecturas tomadas y permitió al lector recuperar el documento original.

Ficha de análisis de registro: este instrumento nos permitió la recolección de datos para el análisis documental.

3.6 Procedimiento

Gráfico N°1: Procedimiento de recolección de datos



3.7 Rigor científico

Con el rigor científico se busca la transparencia de lo contenido en el presente informe y la veracidad de los resultados. Se cumplieron los siguientes criterios que validaron el estudio: credibilidad, transferibilidad, dependencia y confirmabilidad.

Credibilidad: la autenticidad del contenido permite a los sujetos participantes del estudio reconocer los resultados como verdaderos, a través, del investigador quien permite plasmar los hechos y fenómenos tal y como lo percibieron los sujetos participantes del estudio. Aproximándose a si los resultados obtenidos con el problema observado. En el presente estudio las lecturas extraídas confiables respaldaron la tabla de resultados.

Transferibilidad: se logra este criterio a través de una exhaustiva descripción de las características del contexto y de los sujetos participantes de la investigación, si bien cada fenómeno esté ligado estrechamente con el espacio y el tiempo de la investigación a través de las descripciones exhaustivas se logra la transferibilidad de los resultados a otros contextos. Se hizo un análisis exhaustivo de la información tomada de los artículos científicos permitiendo realizar comparaciones con otras investigaciones.

Dependencia: este criterio implica que otro investigador siga la ruta de decisiones dadas en la investigación y este llegue a resultados o conclusiones similares o comparables. Por ello este criterio hace referencia a la estabilidad de los resultados donde el investigador debe procurar la estabilidad de la información tomada de otras fuentes. Se aplicó este criterio presentando información fiable extraídas de diferentes fuentes que nos permitió obtener resultados congruentes con otras investigaciones.

Confirmabilidad: el investigador debe vigilar la veracidad de los datos, implica que debe cuidar las perspectivas en las que aborda el fenómeno de estudio evitando influenciar en la investigación con sus planteamientos subjetivos pretendiendo así la neutralidad en lo estudiado. Los resultados obtenidos deben garantizar lo descrito por los participantes de la investigación.

3.8 Método de análisis de la Información

El método usado fue de la triangulación, el cual consiste en la búsqueda de información con la base de datos de las palabras claves definidas en el

“Procedimientos” los cuales son seleccionados y separados en categorías y sub categorías.

Las categorías son: La eficiencia que se genera con la tecnología, los materiales estabilizadores empleados para la estabilización química y las alteraciones de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo empleando materiales estabilizadores.

Las subcategorías son: Materiales estabilizadores inorgánicos, Materiales estabilizadores orgánicos. Eficiencia alta, Eficiencia baja. Comunidades microbianas, Nutrientes, Estructura.

3.9 Aspectos éticos

Los aspectos éticos en el presente informe de investigación se dieron a través del cumplimiento de la veracidad y autenticidad de lo contenido, a través de la norma ISO 690 se cumplió con la debida citación de autores, se cumplió con la guía de productos observables de la Universidad Cesar Vallejo y la autenticidad de la investigación a través del programa Turnitin.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mediante el análisis de los aspectos más relevantes sobre el uso y aplicación de los materiales estabilizadores empleados mediante la tecnología de estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados se buscó resolver tres problemas específicos, siendo el primero demostrado en la tabla 5.

Tabla N°5: Materiales estabilizadores empleados para la estabilización química

Material estabilizador	Tipo de material estabilizador	Tipo de suelo	Tipo de contaminante	Referencia
Sepiolita natural (Sep)	Inorgánicos	Un arrozal	Cd	Liang Xuefeng et al., 2016, p.1
Sepiolita natural (Sep)	Inorgánicos	Tres suelos contaminados naturalmente (HC, SY y TJ) y tres suelos contaminados artificialmente (RS, BS y PS)	Cd	Cao Xueying et al., 2018, p.1
Sepiolita natural (Sep)	Inorgánicos	Un suelo agrícola	Cd	Sun Yuebing et al., 2016, p.1
Sepiolita (Sep) y Mercaptosepiolita (M-Sep)	Inorgánicos	Un arrozal	Cd	Liang Xuefeng et al., 2016, p.1
Bentonita (Ben)	Inorgánicos	Un suelo agrícola	Cd	Sun yuebing et al., 2016, p.1
Organobentonitas (TMA-Ben y DTMA-Ben)	Inorgánicos	Suelo contaminado artificialmente	Cr, Cu, Zn, As, Cd y Hg	Yu Kai et al., 2017, p.1
Sepiolita natural (Swp), paligorskita (Pal), mercaptopaligorskita (M-Pal) y mercapto-	Inorgánicos	El suelo de un campo de trigo	Cd	Wang Ping et al., 2020, p.1

sepiolita (M-Sep)				
Palygorskita (Pal) y estruvita palygorskita soportada (S-Pal)	Inorgánicos	Suelo contaminado artificialmente	Cd, Pb y Cu	Wang Hao et al., 2018, p.1
Arcilla modificada con hierro cero (ZVI) attapulgita (ATTP) modificada (ZVIAttp)	Inorgánicos	Un suelo de las afueras	Cr, Cd y Pb	Fajardo C. et al., 2019, p.1
Montmorillonita (Mont) y montmorillonita modificada con ácido húmico (HA-Mont)	Inorgánicos	Un suelo agrícola	Cd y Hg	Yang Jie et al., 2017, p.1
Organomontmorillonitas (TMAMont y HDTMA-Mont)	Inorgánicos	Suelo contaminado artificialmente	Cr y Cd	Li Jiang Shan et al., 2018, p.1
Cal (Lim)	Inorgánicos	Un suelo agrícola	Cd y Zn	Han Hyeop Jo et al., 2020, p.1
Yeso de titanio (TG)	Inorgánicos	Un suelo de campo	Cd, Pb, y As	Zhai Weiwei et al., 2020, p.1
Óxido de calcio (Cao)	Inorgánicos	Suelos contaminados por escorias de fundición V	V	Bagherifam Saeed et al., 2015, p.1
Silicato de magnesio modificado con carbono hidrotermal (HTC-Ms)	Inorgánicos	Suelo contaminado artificialmente	Cd	Yuan Xingzhong et al., 2018, p.1
Nanosílice (Nns) y Mercaptonanosílice (M-Nns)	Inorgánicos	Suelo contaminado por la fundición	Cd y Pb	Lian Mingming et al., 2019, p.1
Silicato de sodio (SS)	Inorgánicos	El suelo de un campo de trigo	Cd	Hazrati Sajjad et al., 2020, p.1

Metasilicato de sodio (SM)	Inorgánicos	Suelo contaminado artificialmente	Pb	Tao Xue et al., 2017, p.1
Hidroxifosfato de hierro (IHP)	Inorgánicos	Minería y fundición suelo contaminado por aguas residuales	Cd, Pb y As	Fan Jin et al., 2020, p.1
Un nuevo aglutinante a base de hidroxiapatita (SPC)	Inorgánicos	Sitio contaminado por la fundición de Pb/Zn	Cd, Pb y Zn	Xia Wei Yi et al., 2017, p.1
Hidroxiapatita (HAP)	Inorgánicos	Un suelo agrícola experimental	Pb	Zhang Ziwei et al., 2020, p.1
Almendra (AB) y nuez cáscaras marrones (WB)	Orgánicos	Suelo contaminado artificialmente suelo	Cr, Cd y Zn	Penido Evanise S. et al., 2019, p.1
Paja de maíz (CB) y madera dura (HB)	Orgánicos	Una mina de cobre suelo impactado	Cd y Cu	Egene Caleb et al., 2018, p.1
Cáscara de almendra (AB) y cáscara de nuez cáscara de nuez (WB)	Orgánicos	Suelo contaminado artificialmente suelo	Cd, Cr, Cu, Ni y Zn	Matin Narges H. et al., 2020, p.1
Ramas de poda de kiwi	Orgánicos	Fundición (FX) y minería (TG) contaminados suelos	Cd, Pb y Zn	Ren Chunyan et al., 2020, p.1
Aserrín de biomasa	Orgánicos	La minería (GX) y la fundición (JX) contaminadas	As	Fan Jin et al., 2020
Estiércol lácteo (DM-600)	Orgánicos	Un suelo contaminado por la minería	Pb y As	Lebrun M. et al., 2019, p.1

Elaboración propia

Los materiales estabilizadores empleados para la estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados son aquellos tipos de materiales inorgánicos; siendo ello respaldado por el 78% de los investigadores, y el restante 22% aplica materiales estabilizadores orgánicos.

Entre los estabilizadores inorgánicos se encuentran los minerales arcillosos, los materiales calcáreos, los fosfatos, los óxidos metálicos, los materiales a base de Fe/Al

y los residuos industriales y entre los materiales orgánicos se encuentran los residuos forestales y agrícolas.

Entre los materiales inorgánicos los minerales de arcilla son conocidos como barredores naturales de metales pesados tóxicos en el entorno del suelo; ello lo corroboran los autores Han Hyeop Jo et al., 2020, Zhai Weiwei et al., 2020, Bagherifam Saeed et al., 2015, Wang Ping et al., 2020, Wang Hao et al., 2018, Fajardo C. et al., 2019.

Pero Wang Hao et al., 2018, refutando lo anteriormente dicho, señala que su capacidad de adsorción es muy limitada y sus tasas de aplicación son muy altas en la remediación de suelos. Pero Wang Ping et al., 2020, niega lo dicho, asegurando que los minerales de arcilla, incluyendo la sepiolita, la bentonita, la palygorskita, la atapulgita y la montmorillonita, han sido universalmente como estabilizadores en numerosos experimentos de estabilización en macetas y en el campo, debido a sus extensas reservas, su alta área de superficie específica y su alta capacidad de intercambio iónico.

Es así que Cao Xueying et al., 2018; hicieron uso de Sepiolita natural (Sep) como material estabilizador; (NSBM, que contiene 15 % de sepiolita) y piedra caliza molida (equivalente a > 98,0 % CaO). También Liang Xuefeng et al., 2016, utilizó Sepiolita natural (Sep); con el propósito de certificar la estabilidad a largo plazo del efecto de inmovilización de la sepiolita sobre los contaminantes de Cd en el suelo de arroz en el aspecto de la extracción del suelo y la absorción de la planta; donde el efecto de inmovilización de la sepiolita sobre los contaminantes de Cd en el suelo de arroz fue significativo en el primer año y se mantuvo en el segundo año.

Por otro lado, también se determinó la eficiencia que se genera con la tecnología de estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados; detallando los resultados en la tabla 6.

Tabla N°6: Eficiencia que se genera con la tecnología de estabilización química

Material estabilizador	Eficacia de la inmovilización de los metales pesados	Referencia
Sepiolita natural (Sep)	La fracción de Cd intercambiable en el suelo enmendado con Sep disminuyó obviamente,	Liang Xuefeng

	mientras que su fracción residual aumentó significativamente.	et al., 2016, p.2
Sepiolita natural (Sep)	La disminución del contenido de TCLP-Cd en los suelos tratados con Sep fue del 11,0-28,1% (RS), 9,8-22,5% (PS), 35,1-49,6% (BS), 0,5-12,0% (TJ), 19,8-25,3% (SY) y 0,6-7. 4% (HC), respectivamente. Los contenidos de TCLP-Cd en los suelos contaminados enmendados por Sep una vez en el 1º, 2º y 3º año se redujeron en un 7,7-17,9%, 5,6 13,9% y 7,5-25,0%, respectivamente	Cao Xueying et al., 2018, p.5
Sepiolita natural (Sep)	En los suelos enmendados con 0,5% de Sep, el Cd extraíble con CaCl ₂ se redujo a 139, 98,8 y 115 µg/kg después de la primera, segunda y cuarta cosecha.	Sun Yuebing et al., 2016, p.1
Sepiolita (Sep) y Mercaptosepiolita (M-Sep)	La fracción intercambiable de Cd en el suelo enmendado con M-Sep se redujo en un 42,8-79,6%, mientras que los tratamientos con Sep no tuvieron un efecto significativo sobre ella. Los tratamientos Sep y M-Sep redujeron el Cd extraíble con DTPA extraíble de Cd.	Liang Xuefeng et al., 2016, p.4
Bentonita (Ben)	La adición de Ben provocó un aumento de la fracción de Cd ligada a los carbonatos de 0,66 veces.	Sun yuebing et al., 2016, p.1
Organobentonitas (TMA-Ben y DTMA-Ben)	La lixiviabilidad de los metales pesados estudiados se incrementó al aumentar la adición de TMA-Ben y DTMA Ben.	Yu Kai et al., 2017, p.5
Sepiolita natural (Swp), paligorskita (Pal), mercaptopaligorskita (M-Pal) y mercaptosepiolita (M-Sep)	La eficiencia final de lixiviación con DTPA del Cd en todos los tratamientos fue del 99,21% (Pal), 22,30% (M-Pal), 98,53% (Sep) y 24,02% (M-Sep) de la del control, respectivamente. Los tratamientos Pal y Sep no mostraron efectos sobre la fracción química del Cd, la fracción intercambiable y unida a carbonatos del Cd disminuyó en M-Pal, mientras que M-Sep dio lugar a que la fracción unida a óxido de Fe/Mn del Cd aumentara en unas cinco veces.	Wang Ping et al., 2020, p.1
Palygorskita (Pal) y estruvita palygorskita soportada (S-Pal)	La concentración extraíble de CaCl ₂ de Cu, Pb y Cd en los suelos enmendados se redujo a 0,77, 0,24, 0,24 mg/kg para el 10% de S-Pal, y a 1,45, 0,32, 2,06 para el 10% de PAL. La solubilidad en ácido de estos metales estudiados disminuyó, a	Wang Hao et al., 2018, p.2

	medida que las tasas de adición de S-Pal y Pal aumentaron del 1% al 10%.	
Arcilla modificada con hierro cero (ZVI) attapulgita (ATTP) modificada (ZVIAttp)	El tratamiento ZVI-Attp mostró un mejor efecto de inmovilización para Cd, Cr y Pb que los tratamientos nFe0 y ATTP. Los contenidos extraíbles en TCLP de estos metales estudiados disminuyeron, al aumentar las dosis de adición de ZVI, Attp y ZVI-Attp aumentaron.	Fajardo C. et al., 2019, p.1
Montmorillonita (Mont) y montmorillonita modificada con ácido húmico (HA-Mont)	En comparación con los suelos no enmendados y los enmendados con Mont, HAMont al 5% de la dosis dio lugar a la reducción de las concentraciones de Cd y Hg lixiviadas por TCLP en un 94,1%, 93,0% y 69,5%, 65,9%, respectivamente.	Yang Jie et al., 2017, p.1
Organomontmorillonitas (TMAMont y HDTMA-Mont)	La lixiviabilidad del Cr, obtenida a partir del método TCLP modificado, se mantuvo en el 17,3% para el control, mientras que la del Cd disminuyó sustancialmente en los suelos tratados con HDTMA Mont y TMA-Mont	Li Jiang Shan et al., 2018, p.6
Cal (Lim)	Después de 26 años simulados, el contenido de Zn intercambiable en el suelo enmendado con Lim era sólo 1,5 veces inferior al del suelo no tratado. El tratamiento con Lim aumentó significativamente la acumulación de Zn y Cd en Lolium perenne L. (cv. Vigor) después de 26 años simulados	Han Hyeop Jo et al., 2020
Yeso de titanio (TG)	Durante la etapa de ahijamiento, el 0,15% y el 0,3% de TG no mostraron influencias significativas en la disminución del contenido de Cd biodisponible en el suelo tratado, mientras que disminuyeron significativamente los de los otros metales estudiados en un 61,9%, 38,1% (Pb) y 36,7%, 38,0% (As), respectivamente. El tratamiento con TG disminuyó significativamente la concentración de Cd, Pb y As en arroz integral.	Zhai Weiwei et al., 2020, p.1
Óxido de calcio (Cao)	El contenido de V en los lixiviados TCLP de suelos contaminados con V disminuyó de 18,79 a 0,21 mg/L, con el aumento de las dosis de Cao de 0 a 2 wt%. La eficiencia de estabilización aumentó rápidamente a medida que se incrementaban las dosis de Cao, y alcanzó un máximo del 98,9% a 2 wt% de Cao.	Bagherifa m Saeed et al., 2015, p.2
Silicato de magnesio	Cuando las tasas de aplicación de HTC-Ms aumentaron del 1% al 5%, el contenido de Cd	Yuan Xingzhong

modificado con carbono hidrotermal (HTC-Ms)	extraíble por CaCl ₂ en el suelo 1 se redujo significativamente de 6,71 a 0,89 mg/kg después de 60 días, con una eficiencia de inmovilización de aproximadamente el 86,7%. Después de añadir un 5% de HTC-Ms, el Cd extraíble por TCLP en el suelo se redujo un 26,6%. El 1%, el 3% y el 5% de HTC-Ms disminuyeron la fracción soluble en ácido del Cd en el suelo en un 1, 5,5 y 10,3%, respectivamente.	et al., 2018, p.1
Nanosílice (Nns) y Mercaptonanosílice (M-Nns)	La tasa máxima de inmovilización de Pb y Cd en el suelo tratado con Nns y M-Nns alcanzó el 99,12% y el 98,23%, respectivamente, y sus contenidos biodisponibles disminuyen significativamente de 161,9 a 39,5 mg/kg y de 0,74 a 0,29 mg/kg, respectivamente. La fracción intercambiable y unida a los carbonatos del Pb y el Cd disminuyen en gran medida en los suelos contaminados, a medida que las dosis de mercapto grupos se incrementan.	Lian Mingming et al., 2019, p.1
Silicato de sodio (SS)	El tratamiento con SS (Si: Cd = 2 : 1, mol/mol) redujo el Cd total en los extractos suelo-agua de 56,47 a 16,63 mg/kg	Hazrati Sajjad et al., 2020, p.2
Metasilicato de sodio (SM)	La adición de 800 mg/kg de Si redujo significativamente la concentración de Pb intercambiable y la disponibilidad de Pb en los suelos contaminados	Tao Xue et al., 2017, p.7
Hidroxifosfato de hierro (IHP)	La concentración extraíble por DTPA de Pb y Cd, y la concentración extraíble por NaHCO ₃ de As en suelos tratados con PHI al 4% alcanzó el 44, 44 y 55%, respectivamente. La aplicación del PHI redujo las fracciones intercambiables de Pb, Cd y As del 6,88 al 6,07%, del 24,74 al 11,01%, del 2,77 al 0,34%, respectivamente.	Fan Jin et al., 2020, p.1
Un nuevo aglutinante a base de hidroxiapatita (SPC)	Después de 41 días de curado, el 5% de SPC hizo que las concentraciones lixiviadas TCLP de Pb, Zn y Cd en los suelos tratados disminuyeran en un 48-62%, y que las concentraciones lixiviadas medias HJT 557-2010 se redujeran en un 54% para el Pb, 96% para el Zn y 93% para el Cd en los suelos contaminados. Después de 326 días de curado, el 36,72% del Pb, el 48,92% del Zn y el 46,51% del Cd en los suelos tratados con SPC al 5% estaban presentes en la fracción de residuos.	Xia Wei Yi et al., 2017, p.1

Hidroxiapatita (HAP)	Tras la adición de HAP del 0% al 10% en los suelos, la fracción soluble en agua del Pb disminuyó del 24,9% al 4,81%, y su fracción soluble en ácido débil disminuyó del 43,24 al 14,42%.	Zhang Ziwei et al., 2020, p.2
Almendra (AB) y nuez cáscaras marrones (WB)	El biocarbón de almendra (AB) inmovilizó más eficazmente el Zn, mientras que el biocarbón de nuez (WB) fue más eficaz para disminuir la movilidad del Cd, Cr y Ni. El tratamiento con AB fue más eficaz en la disminución de la fracción intercambiable de los metales estudiados que el tratamiento con WB.	Penido Evanise S. et al., 2019, p.1
Paja de maíz (CB) y madera dura (HB)	Las pruebas de extracción con CaCl ₂ y TCLP indicaron que el CB era superior al HB en términos de estabilización constante y a largo plazo del Cd y el Cu en suelos contaminados durante tres años. Al final de los 3 años, la aplicación del 5% de biocarbón disminuyó los contenidos de Cd y Cu en el grano pulido hasta el 38,8%, 49,4% (CB) y el 69,4, 78,7% (HB) de los de los controles, respectivamente.	Egene Caleb et al., 2018, p.2
Cáscara de almendra (AB) y cáscara de nuez (WB)	A lo largo de todo el periodo del experimento, el tratamiento con biocarbón redujo fuertemente la concentración de metales lixiviados, y el aumento de las tasas de aplicación de biocarbón fue más exitoso para la inmovilización de metales. La aplicación de biocarbón disminuyó la fracción intercambiable y posteriormente aumentó las fracciones de unión orgánica y residuos de todos los metales estudiados.	Matin Narges H. et al., 2020, p.6
Ramas de poda de kiwi	La adición de biocarbón redujo significativamente el contenido de metales extraíbles por TCLP en FX y TG. El 4% de biocarbón redujo las fracciones intercambiables de Cd, Zn y Pb en el suelo FX en un 11,05, 13,34 y 24,65%, respectivamente, mientras que las de los metales estudiados disminuyeron en un 7,67, 22,79 y 7,89% en el suelo TG, respectivamente.	Ren Chunyan et al., 2020, p.1
Aserrín de biomasa	La bioaccesibilidad en la fase gástrica aumentó del 21,0% al 22,4% y del 28,5% al 33,2% para GX y JX biocaramelizados al 3%.	Fan Jin et al., 2020, p.5
Estiércol lácteo (DM-600)	La concentración de Pb extraíble con NH ₄ OAc en el suelo enmendado con DM-600 disminuyó en un 85%, mientras que la de As aumentó en un 270% aproximadamente. Tras el tratamiento con DM-600, la fracción intercambiable de Pb en el suelo	Lebrun M. et al., 2019, p.1

	apenas se notó, mientras que la de As aumentó, en comparación con el control.	
--	---	--

Elaboración propia

De acuerdo con la comparación de los artículos científicos para determinar la eficiencia que se genera con la tecnología de estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados, se tiene que presentan una alta eficacia del tratamiento con materiales orgánicos e inorgánicos para la inmovilización de metales como Cd, Cu, Pb y Zn en suelos contaminados. Así también los minerales de arcilla como la bentonita, y zeolita modificadas muestran una menor eficiencia de estabilización para Cu, Zn y Cd que la bentonita no modificada.

Por otro lado, aunque no se han aplicado muchos estudios con materiales estabilizadores orgánicos, los existentes emplean el biocarbón como un estabilizador eficaz en la remediación del suelo.

Ello es corroborado por Ren Chunyan et al., 2020, quien usó ramas de poda de kiwi como materiales estabilizadores para la elaboración de biocarbón; donde la adición de biocarbón redujo significativamente el contenido de metales extraíbles por TCLP en FX y TG. El 4% de biocarbón redujo las fracciones intercambiables de Cd, Zn y Pb en el suelo FX en un 11,05, 13,34 y 24,65%, respectivamente, mientras que las de los metales estudiados disminuyeron en un 7,67, 22,79 y 7,89% en el suelo TG, respectivamente. Así mismo, apoyan lo dicho: Penido Evanise S. et al., 2019, Egene Caleb et al., 2018, Matin Narges H. et al., 2020, Ren Chunyan et al., 2020, Fan Jin et al., 2020, Lebrun M. et al., 2019.

Así mismo, el biocarbón producido a partir de residuos vegetales a 500 °C mostró la mayor inmovilización de Pb (87 %) y los cationes intercambiables totales más altos (13,5 cmol 2 /CO 2 (Igalavithana A. et al., 2019, p.1).

Es así que respaldando los resultados, la investigación actual del estudio de Liang Xuefeng et al., 2016, confirmó la estabilidad del efecto de inmovilización de la sepiolita; donde la sepiolita adicional en el segundo año no tuvo un efecto de elevación significativo sobre la inmovilización, por lo que no fue necesario agregar sepiolita cada año en función del efecto de inmovilización y el costo de operación; pero la dinámica de los contenidos disponibles de Cu, Zn y Mn en el suelo de arroz

en dos años consecutivos indicó que la sepiolita tuvo efectos insignificantes sobre la biodisponibilidad de los metales traza.

Así también para Cao Xueying et al., (2018), la eficiencia que se genera con la tecnología de estabilización química usando sepiolita natural (NSBM) durante el crecimiento de cuatro cultivos consecutivos en un suelo ácido contaminado con Cd con diferentes cantidades de NSBM (0, 0.2, 0.5, 1, 2 y 5%); demuestran que las concentraciones de CaCl_2 -Cd en el suelo y Cd en los brotes disminuyeron de 8,11 a 99,2 % y de 6,58 a 94,5 %, respectivamente, en comparación con el control durante las cuatro temporadas de cultivo.

Además, la eficiencia de estabilización de metales del biocarbón está fuertemente influenciada por sus propiedades y reactividad, como un alcalino, el tipo de materia prima, las condiciones de pirólisis, la composición, la estructura microporosa, el área superficial y los grupos funcionales de la superficie (Ren Chunyan et al., 2020). Sin embargo, Tu Chen et al., (2020, p.1), se opone a lo mencionado, señalando como desventaja que a gran escala del biocarbón se encuentra muy limitada debido a sus costes relativamente altos y al consumo de energía; ello lo manifiesta por lo presentado en su estudio.

Tabla N°7: Alteraciones de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo empleando materiales estabilizadores mediante la tecnología de estabilización química

Propiedades del suelo	Tipo de estabilizadores	Resultados
Estructura	Purines y estiércol de cerdo	La aplicación de enmiendas orgánicas al suelo aumentó significativamente su estabilidad de los agregados.
	Lodos de depuradora	El tratamiento de los lodos de depuradora aumentó el porcentaje de agregados estables en agua de 0,106-0,25 y > 0,25 mm en el suelo de la marisma suelo
	Estiércol de ganado, leonardita y leonardita	La textura del suelo de control era arcillosa, mientras que la de los suelos de los tratamientos con estiércol de ganado, leonardita y marga
	Polímero acrílico	La microestructura del suelo era más compacta con la adición de polímero.

Microbiana Comunidad	Ceniza de madera (WA)	Los tratamientos de WA redujeron la producción de CO ₂ en un 12 21%, después de 60 días de incubación
	Enmiendas orgánicas	Los valores de la respiración basal y de la respiración inducida por el sustrato se redujeron en aproximadamente un 50% y un 30% en los suelos contaminados con Cr(VI) enmendados con un 20% de enmiendas orgánicas.
	Compost de lodos	Los valores de desarrollo medio del color del pozo (AWCD) aumentaron a medida que la dosis de aplicación de compost de lodos se incrementó de 0 al 45%.
	Sepiolita (Sep), bentonita (Ben) y fosfato (Ps)	Se encontró una mayor proliferación microbiana en el suelo enmendado con Sep-Ben-Ps, seguido de la enmienda con Sep-Ben y Ps.
	Un material de hierro nano-zero-valente (nZVI) (CN) preparado a partir de carboximetilcelulosa celulosa	Después de seis y doce meses de enmienda con compost, los suelos tratados mostraron una biodiversidad significativamente menor que los suelos no tratados
Nutrientes	Compost de residuos de aceituna (OMWC) y FeSO ₄ (Fe)	Los contenidos de P y K extraíbles y TN se incrementaron significativamente con la adición de Fe (1%) y OMWC(3%)
	Leonardita (L) y estiércol de vaca (M) y fosfato dicálcico fosfato dicálcico (D)	En todos los suelos enmendados se encontraron aumentos significativos de las concentraciones de N total, y de P extraíble, Ca, Mg y K.
	FeSO ₄ (Fe), compost de residuos de almazara (OMWC) y compost de residuos verdes (GWC)	La adición de Fe + OMWC y Fe + GWC aumentó los contenidos de K y Mg intercambiables, P y TN en los suelos enmendados, en comparación con el control.
Actividad enzimática	Una sepiolita natural	La enmienda de sepiolita al 5% aumentó significativamente las actividades de deshidrogenasa y fosfatasa alcalina hasta un 138 y 42%, respectivamente
	Mineral de óxido de Fe (Fh) a escala nanométrica y ácido húmico (HA)	La adición de un 10% de Fh y HA aumentó las actividades de ureasa, catalasa y fosfatasa alcalina hasta un 62,7%, 50,8% y 38,5%, respectivamente

Elaboración propia

Por último, de acuerdo a la tabla 7 de clasificó las alteraciones de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo empleando materiales estabilizadores mediante la tecnología de estabilización; donde se obtuvo que la estructura del suelo, la comunidad microbiana, los nutrientes y la actividad enzimática son las propiedades del suelo que presentan mayores alteraciones.

Ello debido a que propiedades del suelo como la comunidad microbiana juegan un papel importante en la descomposición de la materia orgánica, el reciclaje biogeoquímico de nutrientes, así como la recuperación de la salud del suelo (Shi Lei et al., 2019, p.1).

De acuerdo con Hamid Yasir et al., (2019, p.1); la actividad microbiana del suelo, la biomasa y la diversidad también pueden utilizarse como un indicador adecuado para reflejar la fuerte influencia de la estabilización de los metales pesados.

Así mismo, se ha encontrado que el pH del suelo es un factor importante que influye fuertemente en la movilidad potencial de los metales pesados, así como en su absorción y acumulación por las plantas; ello es corroborado por Yu Kai et al., 2017, Wang Ping et al., 2020 y Li Jiang Shan et al., 2018.

Respaldando lo mencionado Wang Renyuan et al. (2018, p.1) informó que el tratamiento con superfosfato triple (TSP) en su investigación aumentó la fracción intercambiable y unida a carbonato de Zn y Ni en suelos contaminados, porque el TSP dio lugar a una disminución del pH del suelo.

Por otro lado, la actividad de las enzimas del suelo puede utilizarse como un biomarcador de las propiedades biológicas del suelo para estimar los efectos de la remediación del suelo, debido a sus funciones críticas en la mineralización de nutrientes y la gestión de la fertilidad en los suelos (Ali Amjad et al., 2020, p.1).

Lo que es apoyado por Yang Jie et al., 2017, quienes informaron que las actividades de las enzimas del suelo aumentaron significativamente, principalmente debido a la reducción de los metales pesados. Así mismo, Qiu Zhen et al., (2020, p.1), manifiesta que los minerales del suelo facilitaron el secuestro de Cd por biocarbón, lo que redujo la biodisponibilidad de Cd y mejoró la resistencia de esta enmienda del suelo. Por lo tanto, los mecanismos para la remediación efectiva de Cd deben incluir interacciones biocarbón-suelo.

V. CONCLUSIONES

En base al estudio realizado se puede concluir lo siguiente:

1. Los materiales estabilizadores empleados para la estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados son aquellos tipos de materiales inorgánicos; siendo ello respaldado por el 78% de los investigadores, y el restante 22% aplica materiales estabilizadores orgánicos. Entre los estabilizadores inorgánicos se encuentran los minerales arcillosos, los materiales calcáreos, los fosfatos, los óxidos metálicos, los materiales a base de Fe/Al y los residuos industriales y entre los materiales orgánicos se encuentran los residuos forestales y agrícolas.
2. La eficiencia que se genera con la tecnología de estabilización química para remediar suelos contaminados con metales pesados, se tiene que presentan una alta eficacia del tratamiento con materiales orgánicos e inorgánicos para la inmovilización de metales como Cd, Cu, Pb y Zn en suelos contaminados.
3. Las alteraciones de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo empleando materiales estabilizadores mediante la tecnología de estabilización se da en la estructura del suelo, la comunidad microbiana, los nutrientes y la actividad enzimática son las propiedades del suelo que presentan mayores alteraciones.
4. En cuanto a los minerales de arcilla como la bentonita, y zeolita modificadas muestran una menor eficiencia de estabilización para Cu, Zn y Cd que la bentonita no modificada. Por otro lado, aunque no se han aplicado muchos estudios con materiales estabilizadores orgánicos, los existentes emplean el biocarbón como un estabilizador eficaz en la remediación del suelo

VI. RECOMENDACIONES

De acuerdo al estudio sistemático realizado se puede realizar las siguientes recomendaciones a los futuros investigadores:

1. Se recomienda la realización de nuevos estudios para superar algunas cuestiones importantes y críticas, con el fin de promover significativamente los desarrollos adicionales de esta tecnología.
2. Se recomienda ahondar en estudios experimentales que permitan descubrir la eficiencia de la combinación de materiales estabilizadores inorgánicos y orgánicos.
3. Así mismo, se recomienda estudiar la rentabilidad, impactos adversos, operación, efectividad, aplicabilidad y viabilidad económica de la combinación de estos materiales estabilizadores orgánicos e inorgánicos.
4. Por último, es necesario desarrollar un método de evaluación integrado para evaluar la movilidad de los metales pesados, la mejora de la calidad del suelo y la retención de los ecosistemas tras el tratamiento de estabilización química, en combinación de métodos físicos químicos y biológicos

BIBLIOGRAFÍA

1. ABD AZIZ, Azilah, et al. Assessment of the stabilization of heavy metal contaminants in soils using chemical leaching and an earthworm bioassay. *Environmental geochemistry and health*, 2019, vol. 41, no 1, p. 447-460. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0173-1>
2. ALAM, Mehboob, et al. The effects of organic amendments on heavy metals bioavailability in mine impacted soil and associated human health risk. *Scientia Horticulturae*, 2020, vol. 262, p. 109067. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.109067>
3. ALI, Amjad, et al. Apricot shell-and apple tree-derived biochar affect the fractionation and bioavailability of Zn and Cd as well as the microbial activity in smelter contaminated soil. *Environmental Pollution*, 2020, vol. 264, p. 114773. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114773>
4. ALMÁS, Ásgeir R.; PIRONIN, Elsa; OKKENHAUG, Gudny. The partitioning of Sb in contaminated soils after being immobilization by Fe-based amendments is more dynamic compared to Pb. *Applied Geochemistry*, 2019, vol. 108, p. 104378. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104378>
5. ALVARENGA, Paula, et al. Use of wastes from the pulp and paper industry for the remediation of soils degraded by mining activities: Chemical, biochemical and ecotoxicological effects. *Science of the total environment*, 2019, vol. 686, p. 1152-1163. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.038>
6. ALVARENGA, Paula, et al. Ecotoxicological assessment of the potential impact on soil porewater, surface and groundwater from the use of organic wastes as soil amendments. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2016, vol. 126, p. 102-110. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.019>
7. AMMAR, Rawaa, et al. Role of phosphogypsum and NPK amendments on the retention or leaching of metals in different soils. *Journal of environmental management*, 2016, vol. 178, p. 20-29. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.042>

8. AN, Jinsung; JEONG, Buyun; NAM, Kyoungphile. Evaluation of the effectiveness of in situ stabilization in the field aged arsenic-contaminated soil: Chemical extractability and biological response. *Journal of hazardous materials*, 2019, vol. 367, p. 137-143. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.050>
9. ARMISTEAD, Samuel J., et al. Biopolymer Stabilization/Solidification of Soils: A Rapid, Micro-Macro, Cross-Disciplinary Approach. *Environmental Science & Technology*, 2020, vol. 54, no 21, p. 13963-13972. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02001>
10. ASATI, Ambika; PICHHODE, Mohnish; NIKHIL, Kumar. Effect of heavy metals on plants: an overview. *International Journal of Application or Innovation in Engineering & Management*, 2016, vol. 5, no 3, p. 56-66. Disponible en: ISSN 2319 - 4847
11. BAGHERIFAM, Saeed, et al. In situ stabilization of As and Sb with naturally occurring Mn, Al and Fe oxides in a calcareous soil: bioaccessibility, bioavailability and speciation studies. *Journal of hazardous materials*, 2014, vol. 273, p. 247-252. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.03.054>
12. BAKER, Matthew R.; COUPELOT, Fanny M.; SEAMAN, John C. Phosphate amendments for chemical immobilization of uranium in contaminated soil. *Environment international*, 2019, vol. 129, p. 565-572. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.017>
13. Becker, D. (2016). Evolution of Pigments and Dyes. *Color Trends and Selection for Product Design*, 213–222. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-39395-9.00044-x>
14. BI, Xiangyang, et al. Distribution patterns and sources of heavy metals in soils from an industry undeveloped city in Southern China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, vol. 205, p. 111115. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111115>
15. CAO, Pengle, et al. Mercapto propyltrimethoxysilane-and ferrous sulfate-modified nano-silica for immobilization of lead and cadmium as well as arsenic

- in heavy metal-contaminated soil. *Environmental Pollution*, 2020, vol. 266, p. 115152. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115152>
16. CAO, Xueying, et al. Effects of a natural sepiolite bearing material and lime on the immobilization and persistence of cadmium in a contaminated acid agricultural soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, vol. 25, no 22, p. 22075-22084. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1988-0>
17. CIARKOWSKA, Krystyna, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbon and heavy metal contents in the urban soils in southern Poland. *Chemosphere*, 2019, vol. 229, p. 214-226. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.209>
18. CHANG, Jheng-Shin; CHO, Yi-Chin; LIN, Yi-Pin. Regeneration of heavy metal contaminated soils for cement production by cement kiln co-processing. *Resources, Conservation and Recycling*, 2022, vol. 176, p. 105909. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105909>
19. EGENE, Caleb Elijah, et al. Impacto de enmiendas orgánicas (biocarbón, compost y turba) sobre la movilidad y solubilidad de Cd y Zn en suelo contaminado de la región de Campine después de tres años. *Ciencia del Medio Ambiente Total*, 2018, vol. 626, pág. 195-202. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.054>
20. FAN, Jin, et al. One-pot synthesis of nZVI-embedded biochar for remediation of two mining arsenic-contaminated soils: Arsenic immobilization associated with iron transformation. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, vol. 398, p. 122901. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122901>
21. FAJARDO, C., et al. Heavy metals immobilization capability of two iron-based nanoparticles (nZVI and Fe₃O₄): Soil and freshwater bioassays to assess ecotoxicological impact. *Science of The Total Environment*, 2019, vol. 656, p. 421-432. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.323>
22. GABARRÓN, M.; FAZ, A.; ACOSTA, J. A. Use of multivariable and redundancy analysis to assess the behavior of metals and arsenic in urban soil and road dust affected by metallic mining as a base for risk assessment. *Journal of*

- environmental management, 2018, vol. 206, p. 192-201. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.034>
23. GONG, Yanyan; ZHAO, Dongye; WANG, Qilin. An overview of field-scale studies on remediation of soil contaminated with heavy metals and metalloids: Technical progress over the last decade. *Water research*, 2018, vol. 147, p. 440-460. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.024>
24. GOYAL, Deepika, et al. *Effect of Heavy Metals on Plant Growth: An Overview. Contaminants in Agriculture*, Springer, Cham, 2020, p. 79-101. Disponible en: <https://books.google.es/books?id=cS3fDwAAQBAJ&lpg=PA78&ots=fhMsHRViiM&dq=Effect%20of%20heavy%20metals%3A%20An%20overview&lr&hl=es&pg=PA78#v=onepage&q=Effect%20of%20heavy%20metals:%20An%20overview&f=false>
25. HAMID, Yasir, et al. Comparative efficacy of organic and inorganic amendments for cadmium and lead immobilization in contaminated soil under rice-wheat cropping system. *Chemosphere*, 2019, vol. 214, p. 259-268. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.113>
26. HAN, Hyeop-Jo, et al. Comparison of five extraction methods for evaluating cadmium and zinc immobilization in soil. *Environmental Geochemistry and Health*, 2020, vol. 42, no 12, p. 4203-4212. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00650-y>
27. HAZRATI, Sajjad, et al. Mitigation in availability and toxicity of multi-metal contaminated soil by combining soil washing and organic amendments stabilization. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, vol. 201, p. 110807. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110807>
28. HUANG, Haobin, et al. Association between polyfluoroalkyl chemical concentrations and leucocyte telomere length in US adults. *Science of The Total Environment*, 2019, vol. 653, p. 547-553. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.400>
29. HUANG, Ying, et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. *Journal of*

- environmental management, 2018, vol. 207, p. 159-168. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.072>
30. JIANG, Hui-Hao, et al. An integrated approach to quantifying ecological and human health risks from different sources of soil heavy metals. *Science of the Total Environment*, 2020, vol. 701, p. 134466. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134466>
31. KHARAZI, Ava, et al. Human health risk assessment of heavy metals in agricultural soil and food crops in Hamadan, Iran. *Journal of Food Composition and Analysis*, 2021, vol. 100, p. 103890. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2021.103890>
32. Kiran, Bharti, R., & Sharma, R. (2021). Effect of heavy metals: An overview. *Materials Today: Proceedings*. Disponible en: <https://doi.org/doi:10.1016/j.matpr.2021.06.278>
33. KUMPIENE, Jurate, et al. In situ chemical stabilization of trace element-contaminated soil—Field demonstrations and barriers to transition from laboratory to the field—A review. *Applied Geochemistry*, 2019, vol. 100, p. 335-351. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.12.003>
34. LEBRUN, Manhattan, et al. Biochar effect associated with compost and iron to promote Pb and As soil stabilization and *Salix viminalis* L. growth. *Chemosphere*, 2019, vol. 222, p. 810-822. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.188>
35. LI, J., et al. Review on source apportionment of soil pollutants in recent ten years. *Chin J Soil Sci*, 2018, vol. 49, no 1, p. 232-242.
36. LI, Jiang-Shan, et al. Effects of low-alkalinity binders on stabilization/solidification of geogenic As-containing soils: spectroscopic investigation and leaching tests. *Science of the Total Environment*, 2018, vol. 631, p. 1486-1494. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.247>
37. LIAN, Meihua, et al. Profiles and potential health risks of heavy metals in soil and crops from the watershed of Xi River in Northeast China. *Ecotoxicology*

- and environmental safety, 2019, vol. 169, p. 442-448. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.046>
38. LIAN, Mingming, et al. Highly effective immobilization of Pb and Cd in severely contaminated soils by environment-compatible, mercapto-functionalized reactive nanosilica. *Journal of Cleaner Production*, 2019, vol. 235, p. 583-589. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.07.015>
39. LIANG, Xuefeng, et al. Two-year stability of immobilization effect of sepiolite on Cd contaminants in paddy soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, vol. 23, no 13, p. 12922-12931. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6466-y>
40. LIANG, Xuefeng, et al. Two-year stability of immobilization effect of sepiolite on Cd contaminants in paddy soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, vol. 23, no 13, p. 12922-12931. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6466-y>
41. LIU, Juan, et al. Thallium contamination in farmlands and common vegetables in a pyrite mining city and potential health risks. *Environmental pollution*, 2019, vol. 248, p. 906-915. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.092>
42. Liu, L., Luo, X.-B., Ding, L., & Luo, S.-L. (2019). Application of Nanotechnology in the Removal of Heavy Metal From Water. *Nanomaterials for the Removal of Pollutants and Resource Reutilization*, 83–147. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-814837-2.00004-4>
43. LONG, Zhijie, et al. Contamination, sources and health risk of heavy metals in soil and dust from different functional areas in an industrial city of Panzhihua City, Southwest China. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, vol. 420, p. 126638. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126638>
44. MACHADO-NEVES, Mariana. Effect of heavy metals on epididymal morphology and function: An integrative review. *Chemosphere*, 2021, p. 133020. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133020>

45. MATIN, Narges Hemati; JALALI, Mohsen; BUSS, Wolfram. Synergistic immobilization of potentially toxic elements (PTEs) by biochar and nanoparticles in alkaline soil. *Chemosphere*, 2020, vol. 241, p. 124932. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124932>
46. OLIVERO-VERBEL, Jesus, et al. Population exposure to lead and mercury in Latin America. *Current Opinion in Toxicology*, 2021, vol. 27, p. 27-37. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cotox.2021.06.002>
47. PENIDO, Evanise Silva, et al. Combining biochar and sewage sludge for immobilization of heavy metals in mining soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, vol. 172, p. 326-333. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.110>
48. PIÑEIRO, Xulia Fandiño, et al. Heavy metal contamination in Peru: implications on children's health. *Scientific reports*, 2021, vol. 11, no 1, p. 1-9. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02163-9>
49. PANDEY, Neha; TIWARI, Anupam. Human health risk assessment of heavy metals in different soils and sediments. En *Heavy Metals in the Environment*. Elsevier, 2021. p. 143-163. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821656-9.00008-0>
50. QIU, Zhen, et al. Remediation of cadmium-contaminated soil with biochar simultaneously improves biochar's recalcitrance. *Environmental Pollution*, 2020, vol. 256, p. 113436. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113436>
51. REN, Chunyan, et al. Performance of the emerging biochar on the stabilization of potentially toxic metals in smelter-and mining-contaminated soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, p. 1-11. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07805-5>
52. Senthil Kumar, P., & Saravanan, A. (2017). Sustainable wastewater treatments in textile sector. *Sustainable Fibres and Textiles*, 323–346. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-102041-8.00011-1>

53. SHI, Lei, et al. Immobilization of cadmium and improvement of bacterial community in contaminated soil following a continuous amendment with lime mixed with fertilizers: a four-season field experiment. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2019, vol. 171, p. 425-434. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.006>
54. SUN, Yuebing, et al. Reliability and stability of immobilization remediation of Cd polluted soils using sepiolite under pot and field trials. *Environmental Pollution*, 2016, vol. 208, p. 739-746. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.054>
55. SUN, Yuebing, et al. Evaluation of the effectiveness of sepiolite, bentonite, and phosphate amendments on the stabilization remediation of cadmium-contaminated soils. *Journal of environmental management*, 2016, vol. 166, p. 204-210. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.017>
56. TAO, Xue; LI, Aimin; YANG, Hu. Immobilization of metals in contaminated soils using natural polymer-based stabilizers. *Environmental Pollution*, 2017, vol. 222, p. 348-355. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.028>
57. TÓTH, Gergely, et al. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment international*, 2016, vol. 88, p. 299-309. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>
58. TU, Chen, et al. Biochar and bacteria inoculated biochar enhanced Cd and Cu immobilization and enzymatic activity in a polluted soil. *Environment international*, 2020, vol. 137, p. 105576. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105576>
59. WANG, Hao, et al. Comparison of palygorskite and struvite supported palygorskite derived from phosphate recovery in wastewater for in-situ immobilization of Cu, Pb and Cd in contaminated soil. *Journal of hazardous materials*, 2018, vol. 346, p. 273-284. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.12.042>
60. WANG, Ping, et al. The influences of fly ash on stabilization for Cd in contaminated soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, vol.

27, no 35, p. 43505-43513. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09845-3>


61. WANG, Renyuan, et al. Effect of amendments on contaminated soil of multiple heavy metals and accumulation of heavy metals in plants. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, vol. 25, no 28, p. 28695-28704. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2918-x>
62. WU, Shan, et al. Levels and health risk assessments of heavy metals in urban soils in Dongguan, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 2015, vol. 148, p. 71-78. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.08.009>
63. XIA, Wei-Yi, et al. Stabilization and solidification of a heavy metal contaminated site soil using a hydroxyapatite based binder. *Construction and Building Materials*, 2017, vol. 156, p. 199-207. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.08.149>
64. XIANG, Mingtao, et al. Heavy metal contamination risk assessment and correlation analysis of heavy metal contents in soil and crops. *Environmental Pollution*, 2021, vol. 278, p. 116911. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116911>
65. XIAO, Ran, et al. Soil heavy metal contamination and health risks associated with artisanal gold mining in Tongguan, Shaanxi, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, vol. 141, p. 17-24. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.002>
66. XU, Da-Mao, et al. Current knowledge from heavy metal pollution in Chinese smelter contaminated soils, health risk implications and associated remediation progress in recent decades: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 2021, vol. 286, p. 124989. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124989>
67. YANG, Jie; YU, Kai; LIU, Cun. Chromium immobilization in soil using quaternary ammonium cations modified montmorillonite: Characterization and mechanism. *Journal of hazardous materials*, 2017, vol. 321, p. 73-80. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.09.003>

68. YANG, Xiong, et al. Remediation of heavy metal contaminated soils by organic acid extraction and electrochemical adsorption. *Environmental Pollution*, 2020, vol. 264, p. 114745. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114745>
69. YAO, Aijun, et al. Simultaneous attenuation of phytoaccumulation of Cd and As in soil treated with inorganic and organic amendments. *Environmental Pollution*, 2019, vol. 250, p. 464-474. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.073>
70. YI, X. U., et al. Remediation of heavy metal-polluted agricultural soils using clay minerals: a review. *Pedosphere*, 2017, vol. 27, no 2, p. 193-204. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60310-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60310-2)
71. YU, Kai, et al. Stabilization of heavy metals in soil using two organo-bentonites. *Chemosphere*, 2017, vol. 184, p. 884-891. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.040>
72. YUAN, Xingzhong, et al. Immobilization of heavy metals in two contaminated soils using a modified magnesium silicate stabilizer. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, vol. 25, no 32, p. 32562-32571. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3140-6>
73. ZHAI, Weiwei, et al. Simultaneous immobilization of the cadmium, lead and arsenic in paddy soils amended with titanium gypsum. *Environmental Pollution*, 2020, vol. 258, p. 113790. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113790>
74. ZHANG, Jian, et al. Distribution, accumulation, and potential risks of heavy metals in soil and tea leaves from geologically different plantations. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2020, vol. 195, p. 110475. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110475>
75. ZHANG, Shengze, et al. Differential effects of three amendments on the immobilisation of cadmium and lead for *Triticum aestivum* grown on polluted soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, vol. 27, no 32, p. 40434-40442. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10079-6>

76. ZHANG, Wanying, et al. Assessment of the availability of As and Pb in soils after in situ stabilization. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, vol. 24, no 29, p. 23153-23160. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9877-5>
77. ZHANG, Yunhui, et al. Blood lead levels among Chinese children: The shifting influence of industry, traffic, and e-waste over three decades. *Environment international*, 2020, vol. 135, p. 105379. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105379>
78. ZHANG, Ziwei, et al. Mechanochemical immobilization of lead contaminated soil by ball milling with the additive of Ca (H₂PO₄)₂. *Chemosphere*, 2020, vol. 247, p. 125963. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125963>
79. ZHAO, Bin, et al. Sulfur-modified biochar as a soil amendment to stabilize mercury pollution: An accelerated simulation of long-term aging effects. *Environmental Pollution*, 2020, vol. 264, p. 114687. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114687>
80. ZHENG, Shunan, et al. Human health risk assessment of heavy metals in soil and food crops in the Pearl River Delta urban agglomeration of China. *Food chemistry*, 2020, vol. 316, p. 126213. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2020.126213>
81. ZHOU, Wan-Huan, et al. Simultaneous stabilization of Pb and improvement of soil strength using nZVI. *Science of The Total Environment*, 2019, vol. 651, p. 877-884. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.146>
82. ZHU, Zhihua, et al. Comparative study on washing effects of different washing agents and conditions on heavy metal contaminated soil. *Surfaces and Interfaces*, 2021, p. 101563. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.surfin.2021.101563>

ANEXOS

ANEXOS N° 1

 UCV UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO	FICHA DE ANÁLISIS DE CONTENIDO		
DATOS DEL AUTOR	FECHA DE PUBLICACIÓN	LUGAR DE PUBLICACION	PAGINAS UTILIZADAS
TIPO DE INVESTIGACION:			
CÓDIGO:			
PALABRAS CLAVES:	Stabilizing, Materials, Used, Remedy, Soils, Contaminated, Heavy, Metals		
MATERIALES ESTABILIZADORES			
EFICIENCIA QUE GENERA			
ALTERACIONES DE LAS PROPIEDADES FISICOQUIMICAS Y BIOLÓGICAS			
RESULTADOS :			
CONCLUSIONES:			

Elaboración propia