



**UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO**

**FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA  
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

**Estrategias de biorremediación basadas en compostaje y  
vermicompostaje en suelos contaminados con elementos  
potencialmente tóxicos: Revisión sistemática**

**TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:  
Ingeniero Ambiental**

**AUTOR:**

Cruz Hermoza, Yul Alfonso (ORCID: 0000-0001-5144-3491)

**ASESOR:**

Mgr. Reyna Mandujano, Samuel Carlos (ORCID: 0000-0002-0750-2877)

**LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:**

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LIMA – PERÚ

2022

## **DEDICATORIA**

A mis padres Aquiles y Luciana por ser los más grandes maestros en el camino de la vida. A mis hermanos Mijail, Shiar y Gandhi por su incondicional apoyo y cariño durante este largo proceso. A mi abuela Paulina por haberme inculcado el amor y respeto.

## **AGRADECIMIENTO**

A la Universidad César Vallejo por permitir la continuidad de mis estudios. A mis padres por nunca haberse rendido hasta verme profesional.

## Índice de contenidos

Carátula.....	i
Dedicatoria .....	ii
Agradecimiento.....	iii
Índice de contenidos .....	iv
Índice de tablas .....	v
Índice de figuras .....	vi
Índice de gráficos .....	vii
Índice de abreviaturas .....	viii
Resumen .....	ix
Abstract .....	x
I. INTRODUCCIÓN .....	1
II. MARCO TEÓRICO.....	4
III. METODOLOGÍA.....	16
3.1. Tipo y diseño de investigación .....	16
3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización .....	16
3.3. Escenario de estudio.....	18
3.4. Participantes .....	18
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos.....	18
3.6. Procedimiento .....	18
3.7. Rigor científico .....	20
3.8. Método de análisis de información .....	20
3.9. Aspectos éticos .....	21
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	22
V. CONCLUSIONES .....	34
VI. RECOMENDACIONES.....	35
REFERENCIAS.....	36
ANEXOS	

## Índice de tablas

<i>Tabla 1. Consecuencia en la salud humana por contaminación de metales</i>	7
<i>Tabla 2. Matriz de Categorización Apriorística</i>	17
<i>Tabla 3. Alteración que presentan los elementos potencialmente tóxicos en las comunidades de lombrices del suelo</i>	22
<i>Tabla 4. Eficiencia de la aplicación del vermicompostaje como estrategias de biorremediación</i>	26
<i>Tabla 5. Eficiencia de la aplicación del compostaje como estrategias de biorremediación</i>	31

## Índice de figuras

<i>Figura 1. Las fuentes generales de HM</i> -----	4
<i>Figura 2. Los procesos en el cuerpo humano</i> -----	7
<i>Figura 3. Vermicompostaje mediante la lombriz de tierra y plantas en suelo contaminado con Cd</i> -----	9

## Índice de gráficos

<i>Gráfico 1. Categorías ecofisiológicas de las lombrices de tierra</i> -----	10
<i>Gráfico 2. Procedimientos de información</i> -----	19

## Índice de abreviaturas

HAL	: lixiviación ácida en caliente
EMR	: residuos electrolíticos de manganeso
EMM	: manganeso metálico electrolítico
EMS	: escoria electrolítica de manganeso

## Resumen

El objetivo del presente estudio fue analizar cuál es la importancia del compostaje y vermicompostaje como estrategia de biorremediación en suelos contaminados con elementos potencialmente tóxicos, donde se realizó la recolección de 103 artículos siendo seleccionados 30 para la resolución del estudio.

Mediante los resultados obtenidos se tuvo que, la alteración que presentan los elementos potencialmente tóxicos en las comunidades de lombrices del suelo recae en la modificación de las comunidades de lombrices al reducir la proliferación de especies sensibles. La aplicación del vermicompostaje como estrategias de biorremediación es alto en más de la mitad de los casos estudiados. Ello debido a que las lombrices de tierra aumentan la disponibilidad de metales pesados en algunas situaciones y ayudan a mantener la estructura y la calidad del suelo, así también, puede mejorar la absorción y translocación de PTE en las plantas. La eficiencia de la aplicación del compostaje aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxico es alta, siendo la eliminación o reducción de los EPT en 10 del total mayores al 80% de eficiencia. Así también se tiene que todos los materiales de compostaje implicados son residuos orgánicos reciclables, por ejemplo, residuos alimentarios y diversos residuos agrícolas y de jardinería.

**Palabras clave:** biorremediación, compostaje, vermicompostaje, suelo, lombrices.

## **Abstract**

The objective of this study was to analyze the importance of composting and vermicomposting as a bioremediation strategy in soils contaminated with potentially toxic elements, where 103 articles were collected and 30 were selected for the resolution of the study.

The results obtained showed that the alteration presented by potentially toxic elements in the earthworm communities of the soil is due to the modification of the earthworm communities by reducing the proliferation of sensitive species. The application of vermicomposting as a bioremediation strategy is high in more than half of the cases studied. This is because earthworms increase the availability of heavy metals in some situations and help to maintain soil structure and quality, as well as improve the absorption and translocation of PTE in plants. The efficiency of compost application in soils with potentially toxic contaminants is high, with the elimination or reduction of PTE in 10 of the total being greater than 80% efficiency. Also, all composting materials involved are recyclable organic wastes, e.g., food wastes and various agricultural and garden wastes.

**Keywords:** bioremediation, composting, vermicomposting, soil, earthworms.

# I. INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo es un problema importante que causa efectos drásticos en todos los organismos vivos y, en última instancia, en los humanos, los cuales son causados por muchas fuentes naturales y antropogénicas (Chen Z. et al., 2017, p.112).

Entre las fuentes naturales incluyen los incendios forestales, las erupciones volcánicas, la radiactividad y la meteorización de las rocas (Iqbal N. et al., 2019, p.532). Así también las fuentes antropogénicas incluyen el consumo de combustibles fósiles, la incineración de desechos sólidos y procesos industriales como la fundición de minerales, la minería y producción de combustible y energía (Cheng M. et al., 2017, p.690).

Estas fuentes ocasionan contaminación de elementos potencialmente tóxicos (PTEs) en los suelos (Li J. et al., 2017, p.1). Los cuales incluyen tanto metales como metaloides, por ejemplo, arsénico (As), cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb) y antimonio (Sb) o micronutrientes, por ejemplo, cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), selenio (Se) y zinc (Zn), que pueden volverse tóxicos cuando sus concentraciones exceden los límites de tolerancia (Palansooriya K. et al., 2020, p.2).

Es así como en Europa se han encontrado concentraciones elevadas de PTE, predominantemente de As, Cd, Hg y Pb, en suelos cerca de áreas mineras (Tóth G. et al., 2016, p.1). También se han informado fallas en represas de relaves de minas en varios lugares del mundo lo que ha resultado en la contaminación del suelo aluvial río abajo con partículas que contienen metaloides (Hatje V. et al., 2017, p.2).

En china, los terrenos baldíos generados por las actividades mineras ascienden a 1.500.000 ha, y esta área ha ido aumentando en 46.700 ha por año y el contenido elevado de As en el suelo generalmente se encuentra cerca de Sb y Pb (Shaheen S. et al., 2017, p.3). Siendo así que, la fundición de minerales de Pb puede generar partículas de As de hasta un 3% en peso en la atmósfera (Shin W. et al., 2018, p.4).

Por tales motivos, se han desarrollado varias técnicas (es decir, físicas, químicas, biológicas, solas o combinadas) para la remediación de suelos contaminados con PTE mediante la reducción del contenido total de PTE o su biodisponibilidad en los suelos (Liu L. et al., 2018, p.2). Sin embargo, las pruebas físicas y químicas no

siempre son aplicables, especialmente para la remediación de suelos a gran escala, debido al enorme costo y los posibles impactos ambientales secundarios (Xu J. et al., 2019, p.1).

Ante ello, la biorremediación, la bioaumentación se pueden utilizar junto con los hiperacumuladores para mejorar la biorremediación y la fitorremediación de suelos contaminados con PTE (Hou D. et al., 2020, p.2). La bioaumentación es un método que introduce microorganismos adicionales con funciones específicas en el suelo con la intención de mejorar su rendimiento y aumentar la movilización de PTE y su fitoextracción (Jeyasundar P. et al., 2021, p.1).

Ante lo mencionado anteriormente se plantea como problema de estudio: **¿Cuál es la importancia del compostaje y vermicompostaje como estrategia de biorremediación en suelos contaminados con elementos potencialmente tóxicos?** de lo cual se va a desarrollar las siguientes preguntas:

**PE1:** ¿Cuál es la alteración que presentan los elementos potencialmente tóxicos en las comunidades de lombrices del suelo?

**PE2:** ¿Cuál es la eficiencia de la aplicación del vermicompostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxicos?

**PE3:** ¿Cuál es la eficiencia de la aplicación del compostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxicos?

Además, bajo lo mencionado se tiene el siguiente objetivo general: **Analizar cuál es la importancia del compostaje y vermicompostaje como estrategia de biorremediación en suelos contaminados con elementos potencialmente tóxicos;** y como objetivos específicos:

**OE1:** Determinar cuál es la alteración que presentan los elementos potencialmente tóxicos en las comunidades de lombrices del suelo.

**OE2:** Definir cuál es la eficiencia de la aplicación del vermicompostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxicos.

**OE3:** Definir cuál es la eficiencia de la aplicación del compostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxico.

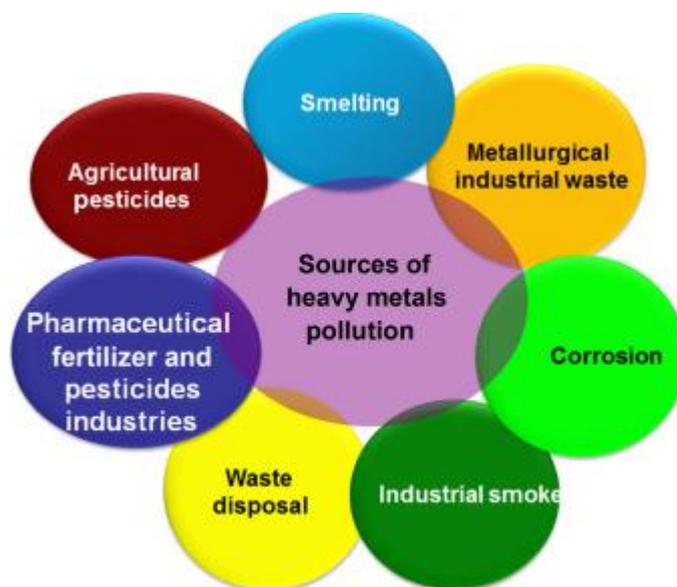
El presente estudio realizará la recolección y estudio de literaturas internacionales que se encuentren actualmente realizadas, con la finalidad de brindar una amplia información y brindar conocimientos integrales sobre la importancia de las lombrices de tierra como candidatas potenciales para la biorremediación de suelos contaminados contra los contaminantes presentes en el suelo, así como la idoneidad del compostaje. En tal sentido este estudio presenta una justificación teórica; siendo enfocado el estudio en los agricultores y estudiantes que se encuentren interesados en contribuir con la mitigación de los riesgos ambientales, así como la salud humana aplicando estrategias amigables con el ambiente y económicamente viables.

## II. MARCO TEÓRICO

Los contaminantes liberados en la superficie de la tierra pueden transportarse vertical y lateralmente a las aguas superficiales, subterráneas y estos contaminantes adsorbidos en el suelo pueden ser inhalados o ingeridos directamente por los humanos (Eissa M. et al., 2017, p.220).

Hay aproximadamente 5 millones de sitios de contaminación del suelo en todo el mundo que cubren 500 millones de hectáreas de tierra, en estas zonas los suelos están contaminados por diferentes HM o metaloides en concentraciones superiores a los niveles reglamentarios (Ver figura N°1) (Singh N. et al., 2021, p.409).

*Figura N°1. Las fuentes generales de HM*



*Fuente: Li et al., (2019)*

El suelo también, es vital ya que apoya el ciclo de nutrientes biogeoquímicos. De la masa terrestre global de  $13,07 \times 10^9$  ha, la tierra cultivable ocupa solo el 11,3%; los pastizales ocupan el 24,6%; la tierra maderera se lleva el 34,1%; y las residencias, municipales, industrias y caminos se llevan la fracción restante del 31% (Tauqeer H. et al., 2021, P.573).

Por ejemplo, en Belice - Norte América, se recolecto muestras del suelo en distintas áreas: los patios escolares y parques infantiles los niveles van desde 3 ppm a 780 ppm, y promedian 131 ppm. Las muestras al borde de la carretera tenían un rango de 3 ppm a 5450 ppm y un promedio de 445 ppm. Las muestras de vivienda tuvieron las

concentraciones más altas, con un rango de 9 ppm a 104, 500 ppm y un promedio de 638 ppm (Chouhan G. et al., 2021, p.224).

Por otro lado, se evaluó la contaminación por metales en dos marismas en Argentina, de la cual se obtuvo que las concentraciones de metales pseudo totales fueron similares en ambas marismas y siguieron el mismo orden decreciente: Fe > Zn > Cu > Cr > Ni > Pb > Cd y los metales biodisponibles presentaron patrones diferentes entre marismas; los porcentajes de fracción biodisponible variaron entre 28 y 80%, siendo superiores al 60% para Cu, Zn y Pb (Negrin V. et al., 2021, p.1)

Las regiones tecnológicamente más avanzadas del mundo experimentan más contaminación del suelo que las áreas subdesarrolladas (Paz-Ferreiro J. et al., 2018, p.1657).

Igualmente, pueden ser absorbidos por plantas, acumulados en tejidos animales y eventualmente detectados en los alimentos ingeridos por humanos, también, la exposición dérmica a suelos contaminados con productos químicos tóxicos puede conducir a la absorción a través de la piel (Robyn A. et al., 2021, p.607).

La contaminación de suelo a menudo es causada por agua residuales, desechos líquidos resultantes de los usos domésticos del agua desechos industriales, efluentes agrícolas de la cría de animales, metales pesados, hidrocarburos, pesticidas, bisfenoles (Bharagava R. et al., 2020, p.1).

El riego con aguas residuales provoca cambios profundos en los suelos regados, entre los diversos cambios que se producen en el suelo a partir del riego se incluyen cambios físicos como la lixiviación, cambios en el contenido de humus y porosidad, etc., (Roberto S. et al., 2021, p.521).

Los metales pesados como el arsénico, el plomo, el cromo y el mercurio pueden acumularse en los sedimentos del suelo, que luego ingresan a la cadena alimentaria como sedimentos del fondo y afectan los ecosistemas acuáticos y, por lo tanto, amenazan la flora y la fauna acuáticas directa o indirectamente (Thangadurai, D et al., 2021, p.427).

Varios estudios han probado que los metales tóxicos pueden ser considerados como contaminantes del suelo con varios factores: Acumulación de metales tóxicos por más tiempo en el suelo; en comparación con la liberación al medio ambiente, tienen una

alta concentración en los productos desechados; debido a su naturaleza química directa o indirectamente pueden transferirse fácilmente de un ambiente a otro (Rao M. et al, 2017, p.243).

Asimismo, los plaguicidas son compuestos químicos que sirven para eliminar diferentes tipos de plagas, el uso excesivo de estos químicos y su persistencia en el medio ambiente han generado serios problemas, como la contaminación del suelo (Raffa C. et al., 2021, p.92).

Hoy en día, cada país puede adoptar regulaciones para restringir el consumo de pesticidas, prohibir los más dañinos y definir las concentraciones admisibles en el suelo; Sin embargo, esta variabilidad implica que cada país tenga una percepción diferente de la toxicología de estos compuestos (Bento C. et al., 2017, p.3).

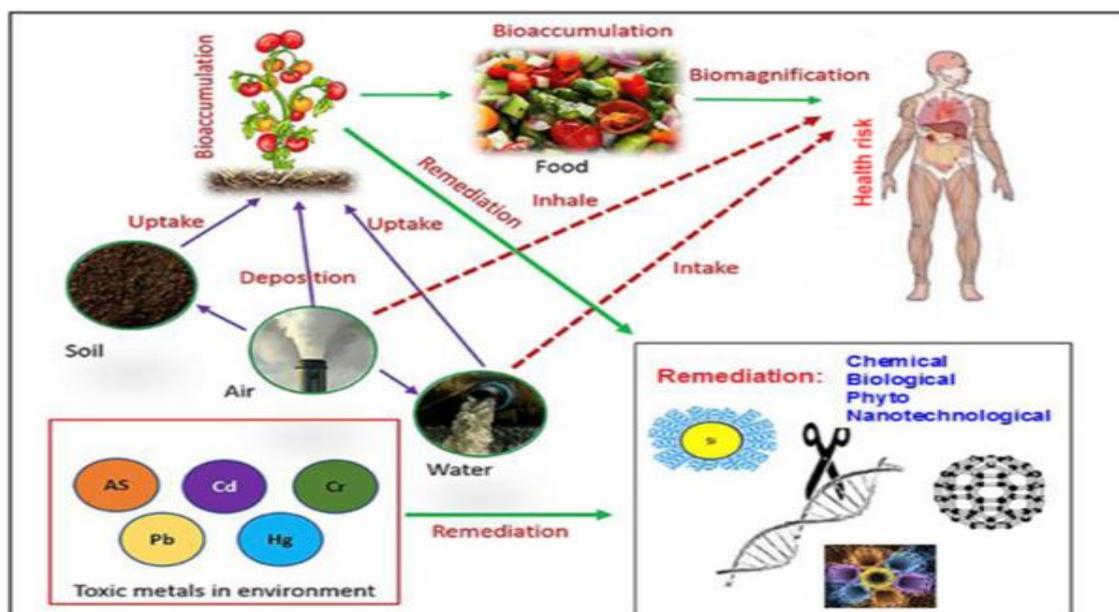
Una de las causas por la contaminación de suelo por hidrocarburos se da por la extracción de petróleo, el cual es causado principalmente por la pérdida en el transporte, la eliminación de residuos de petróleo las fugas de almacenamiento y los derrames involuntarios de petróleo (Prematuri R. et al., 2020, p.4460).

Por lo cual, la tierra es la principal fuente de eliminación y utilización de desechos, por ejemplo, para el Cd liberado de diferentes fuentes (naturales y antropogénicas), finalmente llega al suelo y luego se bioacumula en los cultivos alimentarios (Khan M. et al., 2017, p.1592).

Del mismo modo, el suelo tiene un efecto considerable en la salud humana, ya sean esos efectos positivos o negativos, directos o indirectos, para los profesionales que trabajan en estrecha colaboración con el suelo, como agricultores, trabajadores de la construcción o mineros, corren un mayor riesgo de problemas de salud que involucran el contacto directo con el suelo (Steffan J. et al., 2018, p.159).

Los procesos junto con sus efectos sobre el cuerpo humano se muestran en la siguiente figura.

Figura N°2. Los procesos en el cuerpo humano



Fuente: Kumara et al., (2019)

En el suelo podemos encontrar elementos conocidos como "potencialmente tóxicos" (PTE) pueden aparecer de forma natural en los suelos o depositarse en ellos a través de actividades antropogénicas en concentraciones elevadas; posteriormente pueden entrar en la cadena alimentaria, lo que supone un riesgo para la salud humana (Shaheen, S. et al., 2020, p.1).

Por ejemplo, la exposición de los TEP, en particular la de Cd, As, Pb y Cr, puede causar una serie de efectos crónicos: pueden dañar el sistema nervioso e inmunológico, y pueden tener efectos perjudiciales para la salud (Antoniadis, V et al., 2019, p.824). En la Tabla N°1 se puede apreciar los metales pesados más comunes y sus consecuencias.

Tabla N°1. Consecuencia en la salud humana por contaminación de metales

Metales pesados	Fuente	Toxicidad
<b>Cromo</b>	Centrales térmicas, pesticidas, geotermia, quema de combustibles, operaciones de fundición, tratamiento de madera, pinturas, etc.	Enfermedad vascular, manifestación de la piel, problemas gastrointestinales, cánceres, enfermedad dérmica, daño respiratorio
<b>Pb</b>	Operaciones de fundición, cerámica, baterías, productos metálicos, conservantes de la industria de brazaletes, centrales térmicas a base de	Problema renal, afecta el sistema nervioso

	carbón, aditivos de gasolina, pinturas, desechos electrónicos	
<b>Discos compactos</b>	Fundición de zinc, galvanoplastia, incineración y combustión de combustibles, baterías, fertilizantes, desechos electrónicos, lodos de pintura	Trastorno renal, carcinógenos humanos enfermedad ósea degenerativa, daño renal
<b>Cobre</b>	Fertilizantes, fungicidas, tratamiento de madera, pinturas, electricidad, pigmentos, operaciones de fundición, galvanoplastia	Daño hepático, insomnio
<b>Cr</b>	Minería, pesticidas, tratamiento de madera, curtido de pieles, tintes	Reacción alérgica, daño en el ADN, dermatitis irritante, carcinógenos, hemorragia gastrointestinal
<b>Minnesota</b>	Fertilizante para la producción de acero	Sistema nervioso central y sistema respiratorio, Sistema cardiovascular,
<b>Hg</b>	Lámparas fluorescentes, centrales térmicas, Instrumentos, fumigantes, geotermia, electrodomésticos residuos hospitalarios, etc.	Daño cerebral, daño renal, ceguera y sordera, falta de coordinación, retraso mental, problemas digestivos
<b>Ni</b>	Relaves mineros, centrales térmicas, aleaciones, industria de baterías, operaciones de fundición	Asma crónica, náuseas, daño cardiovascular
<b>Zinc</b>	Fertilizantes, galvanoplastia, pinturas, tintes, tratamiento de madera, relaves mineros, fundición	Aumento de la sed, depresión

*Fuente: Shah D. et al., (2020)*

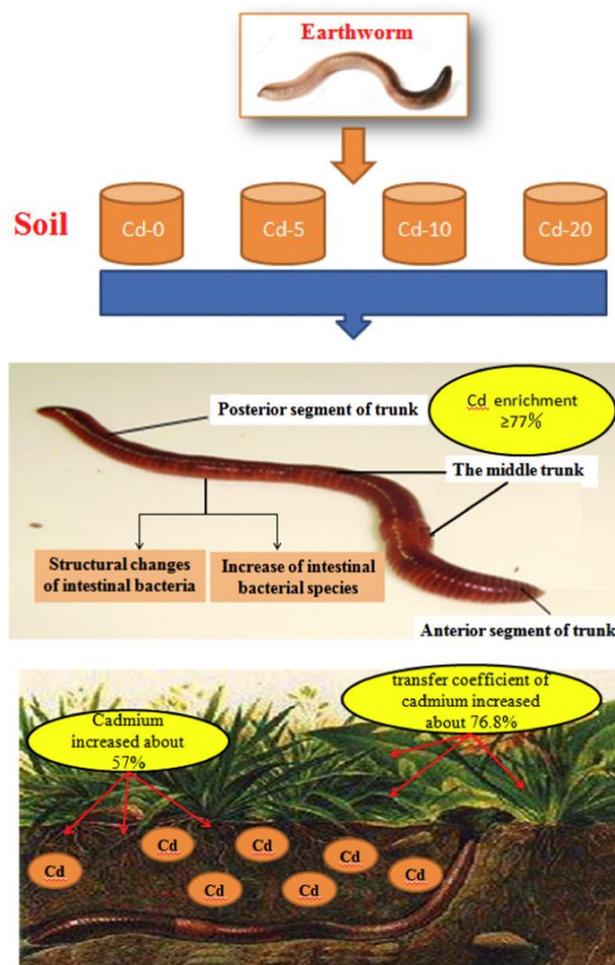
Debido a ello, hasta la fecha, se han desarrollado varias técnicas (es decir, físicas, químicas, biológicas, solas o combinadas) para la remediación de suelos contaminados con PTE mediante la reducción del contenido total de PTE o su biodisponibilidad en los suelos (Wang Li. Et al., 2021, p.3). Sin embargo, las pruebas físicas y químicas no siempre son aplicables, especialmente para la remediación de suelos a gran escala, debido al enorme costo y los posibles impactos ambientales secundarios (Zhao Fang Jie et al., 2016, p.4).

Por ello, en comparación, la fito y la biorremediación se recomiendan por sus ventajas sobresalientes como ecológicas y rentables (Mahar A. et al., 2016, p.1). Entre los ensayos de biorremediación, la bioaumentación se puede utilizar junto con los hiperacumuladores para mejorar la biorremediación y la fitorremediación de suelos contaminados con PTE (Xu Jinwei et al., 2019, p.2).

La bioaumentación es la adición de cultivos microbianos precultivados para mejorar las poblaciones microbianas en un sitio para mejorar la limpieza de contaminantes y reducir el tiempo y el costo de limpieza (Spéisht James G., 2017, p.387).

Así mismo, la vermicremediación ha atraído una gran atención científica como una tecnología en expansión que utiliza lombrices de tierra para la biorremediación de suelos contaminados con PTE (Kavehei A. et al., 2018, p.1).

Figura N° 3. Vermicompostaje mediante la lombriz de tierra y plantas en suelo contaminado con Cd



Fuente: Wu Yong et al., (2020)

Como se observa en la figura 3 las lombrices de tierra (*Eisenia fetida*) y plantas (hierba vetiver) fueron preparadas para la remoción de Cd del suelo, donde el Cd en el suelo generalmente fue absorbido por el tracto intestinal de las lombrices de tierra y se concentró, principalmente en el intestino medio y posterior, representando >77,78% del total. Además, el análisis de microorganismos entéricos demostró que la estructura de la comunidad bacteriana jugó un papel importante en el enriquecimiento de Cd y la regulación del metabolismo.

Y es que, el moco secretado por las lombrices de tierra promueve la mineralización de los compuestos orgánicos mediante la activación de los microorganismos degradados (He Xin et al., 2016, p.2).

Entre las especies de gusanos registrados se encuentran más de 4000 especies de gusanos en la tierra, y los gusanos de diferentes especies son distintos en apariencia, tamaño y comportamiento ecológico (Singh J. et al., 2018, p.6). Con base en los hábitos de vida y alimentación, las lombrices de tierra se pueden clasificar en tres categorías ecofisiológicas (lombrices epigeas, anécicas y endogeas. (Ver gráfico 1).

*Gráfico N° 1. Categorías ecofisiológicas de las lombrices de tierra*

 <p><b>Lombrices epigeas</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-Se alimentan de hojarasca descompuesta en la superficie del suelo</li> <li>-Ingestión limitada del suelo</li> <li>-Color oscuro, tamaño pequeño a mediano</li> <li>-Movimiento rápido</li> <li>-Longevidad relativamente corta</li> <li>-Ninguna madriguera, algunas madrigueras en los primeros centímetros del suelo</li> </ul>	 <p><b>Lombrices anécicas</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-Se alimentan de hojarasca descompuesta en la superficie del suelo</li> <li>-Ingestión de suelo</li> <li>-Color oscuro, gran tamaño</li> <li>-Movimiento rápido, pero más lento que las lombrices epigéicas</li> <li>-Larga longevidad</li> <li>-Grandes madrigueras permanentes y verticales en el horizonte del suelo</li> </ul>	 <p><b>Lombrices endogeas</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-Se alimentan de la materia orgánica del suelo</li> <li>-Ingestión dramática del suelo</li> <li>-Ligeramente pigmentado, tamaño medio</li> <li>-Lento movimiento</li> <li>-Longevidad intermedia</li> <li>-Continua, extensa, madrigueras sub-horizontales</li> </ul>
---	--	--

### *Elaboración propia*

Pudiendo concluir que las lombrices de tierra de todas las categorías afectan significativamente las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y tienen un gran impacto en el ciclo biogeoquímico de los PTE en los suelos (Richardson J. et al., 2020, p.2). Además, que pueden ser indicadores confiables de la calidad del suelo; tanto la abundancia de lombrices como la estructura de la comunidad reflejaron directamente el estado de contaminación de un campo (Capowiez Y. et al., 2021, p.3).

Ante lo expuesto diversos investigadores a nivel mundial aplicaron Estrategias de biorremediación basadas en compostaje y vermicompostaje en suelos contaminados

con elementos potencialmente tóxicos, donde algunos de los antecedentes se muestran a continuación:

Lemtiri A. et al., (2016); en su estudio introdujo lombrices de tierra en suelos contaminados con metales como ayuda para los procesos de fitorremediación. Donde la metodología experimental constó en que dos especies de plantas, *Vicia faba* y *Zea mays*, y lombrices de tierra (*Eisenia fetida*) (Savigny, 1826) fueron expuestos a diferentes concentraciones de suelos contaminados a largo plazo durante 42 días. Los resultados sugieren que las lombrices y las plantas modificaron la disponibilidad de metales en suelos contaminados después de 42 días de exposición. Los parámetros del ciclo de vida de las lombrices se vieron afectados por la contaminación por metales y/o la adición de plantas; la producción y el peso del capullo respondieron más a las condiciones adversas que la supervivencia de las lombrices o el cambio de peso. Las concentraciones de Pb y Cd en los tejidos de las lombrices disminuyeron en presencia de las plantas. Concluyendo mediante estos hallazgos que las actividades de las lombrices de tierra pueden modificar la disponibilidad de metales pesados para que las plantas los absorban en suelos contaminados.

Wang Yali et al., (2018); en su estudio las lombrices de tierra (*Eisenia fetida*) fueron expuestas a cinco concentraciones de arsenito de sodio (5, 10, 20, 40 y 80 mg As kg<sup>-1</sup>) en suelos de granja durante 28 días. Con el aumento de las concentraciones de As(III) en el suelo, aumentó la bioacumulación de As en las lombrices de tierra (factor máximo de bioacumulación 3,77) y se elevaron los niveles de especies reactivas de oxígeno (ROS) y malondialdehído (MDA) y la expresión del factor 2 relacionado con el factor nuclear eritroide 2 (Nrf2) y la hemooxigenasa-1 (HO-1) fueron aumentados por As en un patrón dosis-dependiente, y alcanzaron 5.93 y 2.94 veces los valores de control para Nrf2 y HO-1 respectivamente, a los 28 d en el tratamiento de suelo con 80 mg As kg<sup>-1</sup>. De manera similar, el daño en el ADN, medido en el esperma de lombriz usando el ensayo del cometa, aumentó con el aumento de las concentraciones de As(III), con valores de 'momento de cola de oliva' en el ensayo del cometa que van desde c. 0,5 en Control a c. 3,5 a 80 mg As kg<sup>-1</sup> de suelo. Concluyendo mediante los resultados que la presencia de lombrices cambia la distribución de As en el suelo, en particular, reduce la proporción en la fracción residual y aumenta la proporción de As unido a óxidos de Fe.

Xiao Ling et al., (2020); en su estudio tiene como objetivo investigar el efecto de la actividad de las lombrices de tierra en la biodisponibilidad de los metales en los suelos utilizando sus metales BSAF. Basado en un experimento de laboratorio microcósmico, especies epigeas *Amyntas corticis* (*A. corticis*) y especies endogeas *Amyntas robustus* (*A. robustus*) fueron cultivadas en dos tipos de suelos contaminados por Cd, Zn, Pb y Cu durante 120 días. Donde, La acumulación de Cd, Zn y Pb en los tejidos de las lombrices de tierra y los metales BSAF dependieron de la especie de lombriz. De acuerdo con ANOVA de dos vías, BSAF-Pb mostró claramente el efecto de diferentes especies de lombrices de tierra, mientras que BSAF-Cu indicó un efecto interactivo de las lombrices de tierra y el tipo de suelo. Las lombrices cambiaron significativamente las propiedades del suelo, especialmente para el C mineralizado ( $C_{min}$ ), el N disuelto ( $N_{dis}$ ) y pH ( $P < 0.05$ ). Aumento de la actividad de las lombrices DTPA extrajo Zn y Cu, y el efecto de *A. robustus* fue más fuerte que el de *A. corticis*. El análisis de redundancia (RDA) mostró que BSAF-Cu y BSAF-Pb contribuyeron con el 51,9 % y el 51,7 %, respectivamente, de las propiedades del suelo y los cambios del metal DTPA, lo que indica que los efectos de BSAF-Cu y BSAF-Pb en las propiedades del suelo y en la biodisponibilidad del metal en suelo eran similares.

Dehganian H. et al., (2018); presenta como objetivo principal de su estudio evaluar el efecto de lombrices y hongos micorrízicos arbusculares (HMA) sobre el fraccionamiento y disponibilidad de Zn, Fe y Mn en un suelo calcáreo bajo cultivo de maíz. Para este propósito, se llevó a cabo un experimento de invernadero con cuatro tratamientos, incluido el control, la adición de lombrices de tierra (E), la inoculación de AMF (AMF) y la adición de lombrices de tierra y la inoculación de AMF (E + AMF). Los resultados mostraron que los tratamientos biológicos (E, AMF y E + AMF) aumentaron significativamente la absorción de Zn, Fe y Mn por parte del maíz. Aunque la presencia de lombrices de tierra en el tratamiento E + AMF no tuvo un efecto significativo sobre la colonización de micorrizas, pero disminuyó la concentración de Zn y Mn en los brotes en comparación con el tratamiento AMF. El carbono orgánico disuelto (DOC) y el carbono de la biomasa microbiana (MBC) aumentaron en todos los tratamientos biológicos. Así mismo, la mayor cantidad de DOC y MBC se encontraron en los tratamientos que contenían lombrices (E y E + AMF) y el tratamiento E + AMF respectivamente.

Ardestani M. et al., (2019); en su estudio aplicó un enfoque de dos especies para evaluar el impacto de la lombriz de tierra *Lumbricus rubellus* en la biodisponibilidad de cadmio y conducir al colémbolo *Folsomia candida* utilizando suelos naturales de un gradiente de contaminación por metales. Las lombrices de tierra se mantuvieron en la mitad de las réplicas del suelo durante 4 semanas. Posteriormente, la cinética de captación y eliminación de cadmio y plomo en *F. candida* expuestos durante 21 días a los suelos. La actividad de las lombrices de tierra afectó las propiedades del suelo, pero no afectó significativamente las constantes de la tasa de absorción de metales en los colémbolos. Concluyendo que la absorción fue ligeramente mayor debido a la presencia de lombrices de tierra, que fue consistente en todos los suelos probados y para ambos metales.

Wang Jie et al., (2019); investigó el efecto de las lombrices de tierra en la inmovilización de metales pesados por biocarbón. Para lo cual utilizó un experimento en macetas de suelo de 4 semanas. Donde los resultados mostraron que los biocharres de lodo y cáscara de arroz aplicados a suelos contaminados con Cd, Pb y Zn redujeron significativamente la biodisponibilidad de esos metales pesados en los suelos y sus concentraciones en el agua intersticial del suelo. Las concentraciones de Cd y Pb en los brotes de pakchoi se redujeron entre un 10,8 % y un 11,7 % y entre un 21,5 % y un 26,5 %, respectivamente, solo con los tratamientos con biocarbón y los tratamientos con biocarbón y lombrices, solos o en combinación, pueden aumentar significativamente el crecimiento del pakchoi. Concluyendo mediante los resultados que el tratamiento con lombrices de tierra fue la causa principal de la reducción del pH del suelo, y el pH del suelo se correlacionó negativamente de manera significativa con las concentraciones biodisponibles de Cd, Pb y Zn en el suelo.

Sahariah B. et al., (2016); tiene como objetivo valorar la eficiencia de bioconversión de esta especie contra *Eisenia fetida*. Para el análisis comparativo, se utilizaron como sustratos diferentes combinaciones de residuos sólidos urbanos (RSU) y estiércol de vaca. Los contenidos de N total y la disponibilidad de P, K y Fe aumentaron significativamente tanto en *Metaphire* como en *Eisenia*. sistemas que estuvo acompañado por una reducción sustancial en el pH y el C orgánico total. Ambas especies exhibieron niveles similares de actividad de ureasa y respiración microbiana. Además, la biodisponibilidad de metales pesados (Pb, Zn, Mn y Cu) se redujo sustancialmente durante el vermicompostaje, independientemente de la

especie de lombriz. Concluyendo que la lombriz de tierra autóctona, *M. posthuma*, podría utilizarse como candidata exitosa para el bioprocesamiento de desechos tóxicos.

Yuvaraj A. et al., (2020); en su estudio utilizó *utilizaron Eudrilus eugeniae* y *Perionyx excavatus* para la vermiestabilización de lodos de fábricas textiles en diferentes combinaciones con estiércol de vaca durante 60 días. Se observó un mayor porcentaje de remoción de metal en las mezclas tratadas con lombrices para cadmio (54,5 %), seguido de cobre (36,0 %), cromo (37,0 %) y zinc (35,9 %). Los lodos de fábrica textil vermiestabilizados + estiércol de vaca (1:1) mostraron un aumento porcentual máximo en el NPK total, un aumento significativo ( $P < 0.05$ ) en bacterias, hongos y actinomicetos con una mejor tasa de supervivencia de las lombrices de tierra. *E. eugeniae* produjo una mayor cantidad de proteína metalotioneína que *P. excavatus*. Además, el lodo de fábrica textil al 100 % mostró una serie de anomalías histológicas como la degeneración de las células, los desechos celulares y la compartimentación celular desigual, mientras que el lodo de fábrica textil con estiércol de vaca mostró una histología de lombrices de tierra normal. Concluyendo que la combinación de lodos de fábricas textiles + estiércol de vaca (1:1) es adecuada para la vermiestabilización de lodos de fábricas textiles.

Mondal A. et al., (2020); tuvo como objetivo de su estudio evaluar la viabilidad de la vermitecnología en la transformación de BKCA en productos valiosos y examinar el potencial de desintoxicación *de metales de las materias primas basadas en Eisenia fetida* BKCA. Los BKCA se mezclaron a gran escala con estiércol de vaca (CD) en proporciones de 1:1 y 2:1, para vermicompostaje y compostaje aeróbico; el rendimiento se evaluó en comparación con CD. Luego se usó Vermiconverted-BKCA como fertilizante orgánico para el arroz cultivado en suelos poco fértiles. Donde se observó una mayor mejora en la biomasa microbiana, la respiración, el crecimiento de hongos y bacterias en el vermicompostaje frente al compostaje aeróbico. En consecuencia, la actividad de la ureasa y la fosfatasa aumentó de 1 a 4 veces en los vermibeds basados en BKCA. biodisponibilidad de metales tóxicos reducidos en un 41–74% en los BKCA vermicompostados; además, la alta acumulación de metales por parte de las lombrices dio como resultado una reducción sustancial de la carga de contaminación en el producto terminado.

Rorat A. et al., (2017); tiene como objetivo de su trabajo estudiar la dinámica de la degradación de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) durante el vermicompostaje de lodos de depuradora. En este experimento, los lodos de depuradora se mezclaron con agentes de carga y se precompostaron. Posteriormente, adulta *Eisenia andrei* se introdujeron especímenes en el proceso. Se midió la concentración total de metales pesados y PAHs en compostas y lombrices antes y después del proceso. Si bien las concentraciones de metales pesados fluctuaron levemente en el sustrato, varios metales se acumularon claramente en los cuerpos de las lombrices. Los factores de acumulación corporal podrían clasificarse de la siguiente manera (Cd > Cu > Zn > Ni > Cr > Pb). Además, la adición de lombrices de tierra en el proceso ha llevado a un alto porcentaje de eliminación de PAH y algunos de los 16 PAH prioritarios analizados en este estudio se han acumulado en los cuerpos de las lombrices de tierra.

### **III. METODOLOGÍA**

#### **3.1. Tipo y diseño de investigación**

La metodología usada en el presente trabajo consta de un tipo de investigación aplicada; siendo este descrito por Tamayo T., (2006, p.1), como la investigación que busca resolver temas puntuales que no se encuentran del todo claros y que esclarecerlos pueden ayudar a una sociedad o un grupo de personas. Para lo cual se toman estudios existentes buscando así adquirir conocimientos. Por tal motivo, se usó este tipo de investigación, ya que, se busca analizar cuál es la importancia del compostaje y vermicompostaje como estrategia de biorremediación en suelos contaminados con elementos potencialmente tóxicos y mediante los estudios científicos seleccionados y analizados se ampliarán los conocimientos y se resolverá el problema de estudio.

Así también el diseño empleado fue el narrativo de tópico, esto debido a que en el diseño narrativo el investigador tomará las experiencias vividas por los investigadores de los estudios y analizará sus acontecimientos para estudiarlos (Hernández, 2016, p.702).

Es así que, en este estudio se aplicó el diseño narrativo, ya que, se va a tomar las informaciones brindadas por los investigadores, los resultados y datos esenciales que obtuvieron en sus estudios experimentales para analizar la importancia del compostaje y vermicompostaje.

#### **3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización**

Las sub categorías planteadas fueron dimensiones elaboradas por cada categoría y estos respecto a los objetivos y problemas específicos planteados; permitiendo que los resultados elaborados sean exactos y ordenados. Ver tabla 2:

Tabla N° 2. Matriz de Categorización Apriorística

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categoría	Subcategoría	Unidad de análisis
<i>Determinar cuál es la alteración que presentan los elementos potencialmente tóxicos en las comunidades de lombrices del suelo</i>	¿Cuál es la alteración que presentan los elementos potencialmente tóxicos en las comunidades de lombrices del suelo?	Alteración que presentan los elementos potencialmente tóxicos Cardinael R. et al., (2019, p.4)	Especies de gusanos dominantes  Estructura de la comunidad de lombrices  He Xin et al., (2016, p.2).	De acuerdo a la actividad realizada
<i>Definir cuál es la eficiencia de la aplicación del vermicompostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxicos</i>	¿Cuál es la eficiencia de la aplicación del vermicompostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxicos?	Eficiencia de la aplicación del vermicompostaje Cardinael R. et al., (2019, p.2)	Por el promedio de remoción alto  Por el promedio de remoción bajo  Kavehei A. et al., (2018, p.1).	De acuerdo al tipo de especie usada
<i>Definir cuál es la eficiencia de la aplicación del compostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxico</i>	¿Cuál es la eficiencia de la aplicación del compostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxicos?	Eficiencia de la aplicación del compostaje Singh J. et al., (2018, p.6).	Por el promedio de remoción alto  Por el promedio de remoción bajo  Xu Jinwei et al., (2019, p.2).	De acuerdo al tipo de compostaje usado

Elaboración propia

### **3.3. Escenario de estudio**

El escenario de estudio es el lugar en el que se llevan a cabo los estudios experimentales y muestras tomadas para cada estudio y al ser este trabajo sistemático tomará como escenario a los lugares en los cuales los artículos científicos señalan como lugar en el que se realizaron las estrategias de biorremediación así, como lugares de campos, campus universitario entre otros.

### **3.4. Participantes**

Los participantes que son tomados como esenciales para el desarrollo y elaboración del estudio son los portales web y bibliotecas virtuales; entre estas las tomadas son: Scielo, Scopus y Pubmed. Debido a que son bases de datos indizadas las cuales brindan la confiabilidad de los estudios encontrados y son amplias fuentes de datos que nos dan acceso a estudios a nivel mundial.

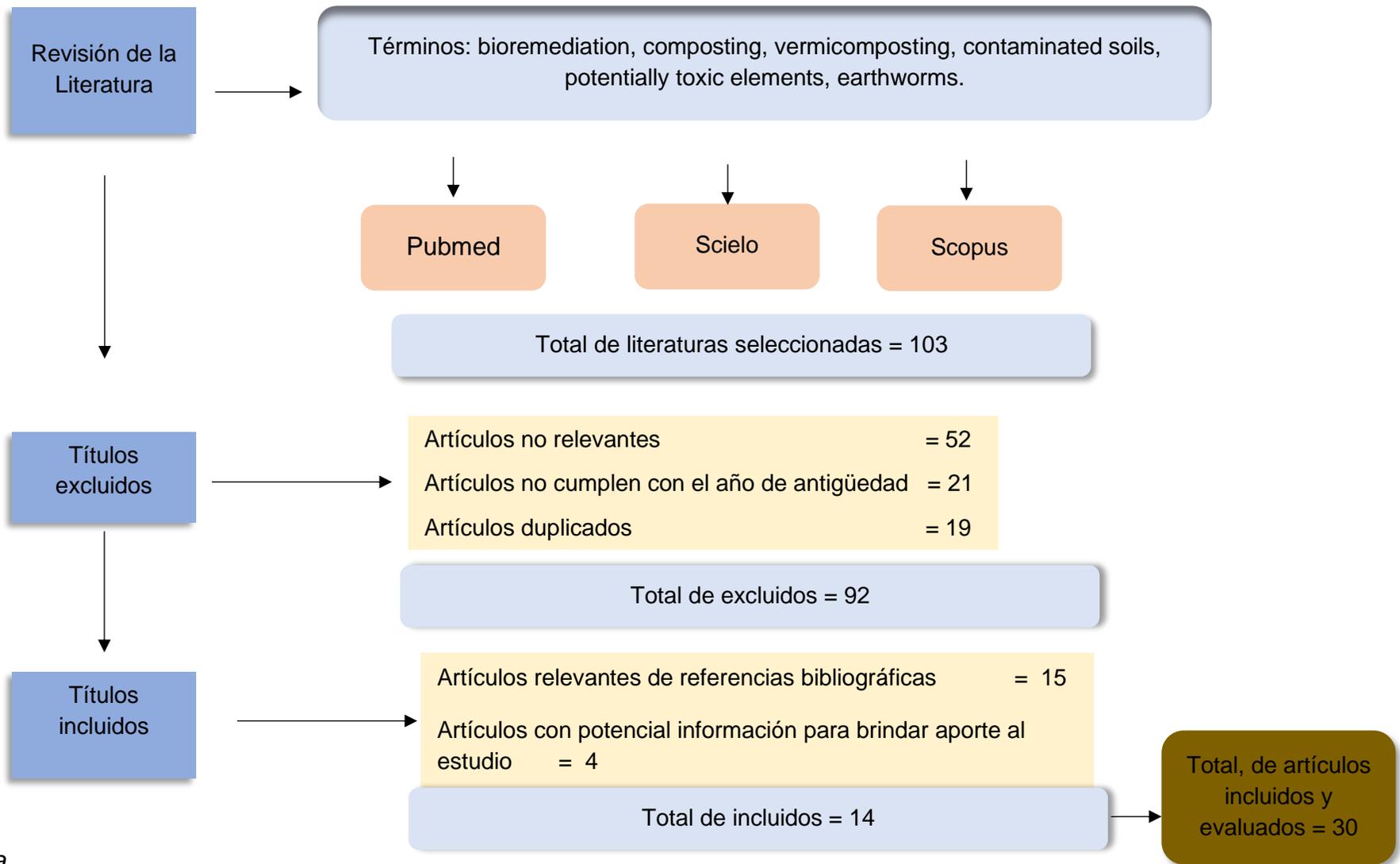
### **3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos**

La técnica usada en este estudio fue el método de análisis documental; y ello es debido a que este método permite mediante los conocimientos intelectuales extraer síntesis esenciales del documento original para plasmarlo y permitir su fácil recuperación de lo que brinda el documento original (Sanchez, 2016, p.207).

Así también el instrumento usado es la ficha de análisis de contenido; siendo este el documento que permitirá que el investigador plasme el contenido sintetizado del documento original, con los datos de autor e informaciones esenciales como el tipo de metodología usada, el objetivo de estudio, los resultados y conclusiones.

### **3.6. Procedimiento**

Gráfico N°2. Procedimientos de información



Elaboración propia

### **3.7. Rigor científico**

El rigor científico que fue aplicado en las diversas etapas del desarrollo del presente estudio consta de 4 criterios; credibilidad, confirmabilidad, transferibilidad y consistencia; siendo detallados cada uno a continuación:

El criterio de la credibilidad, este criterio se encarga de que los lectores o investigadores al leer el estudio sientan creíbles la información que le exponen, siendo esto en muchos casos complicado de conseguir. Y es este criterio aplicado dejando cada información de los estudios usados como datos de las eficiencias obtenidas por otros estudios al aplicar los métodos de biorremediación; para que así los autores puedan encontrar la información original y tengan la seguridad que el estudio es verídico (Noreña et al., 2012, p.268).

El criterio de la confirmabilidad, ese criterio permite que el autor pueda dejar tales pistas que el futuro investigador pueda continuar con el trabajo aplicándolo a otros contextos. Y este criterio es aplicado dejando el diseño de la metodología usada para que así los futuros investigadores puedan realizar el estudio en otros campos mediante el diseño usado (Arias et al., 2011, p.503).

El criterio de la transferibilidad, este criterio recae en el autor responsable del estudio, siendo este el encargado que los resultados obtenidos puedan ser transferibles a otros estudios. Siendo este demostrado en las referencias bibliográficas, donde se detallan los datos importantes y esenciales para que cualquier estudiante o futuro investigador pueda tener acceso al documento usado para el desarrollo y conclusión de los resultados obtenidos (Hernández et al., 2014, p.456).

El criterio de consistencia, Este criterio es difícil de conseguir ya que son informaciones que se extraen de otros documentos además es el criterio se concentra en la estabilidad y seguridad de los datos que se entregan. Y este criterio se obtuvo brindando la mayor información de los autores usados para brindar la mayor confianza de la información brindada (Noreña et al., 2012, p.267).

### **3.8. Método de análisis de información**

Debido a que se utilizaron más de dos técnicas se utilizó el método de triangulación, el cual permitió mediante el uso de la matriz apriorística generar categorías y sub categorías que permitieron a los resultados precisos y ordenados.

Las categorías se dividen en tres:

- Alteración que presentan los elementos potencialmente tóxicos
- Eficiencia de la aplicación del vermicompostaje
- Eficiencia de la aplicación del compostaje

Las subcategorías se dividen en:

- Especies de gusanos dominantes, Estructura de la comunidad de lombrices
- Por el promedio de remoción alto, Por el promedio de remoción bajo
- Por el promedio de remoción alto, Por el promedio de remoción bajo

### **3.9. Aspectos éticos**

El presente estudio cumple con 3 aspectos éticos: el respeto a la autoría; siendo este cumplido citando debidamente cada autor mediante la norma ISO 690-2, así mismo los lineamientos dados por la Universidad Cesar Vallejo, de acuerdo con la guía de productos observables y por último con la autenticidad del documento, siendo pasado por el programa turnitin.

## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La importancia del compostaje y vermicompostaje como estrategia de biorremediación en suelos contaminados con elementos potencialmente tóxicos se detallan mediante la iteración que presentan los elementos potencialmente tóxicos en las comunidades de lombrices del suelo, detallado en la tabla 3, y las eficiencias de la aplicación del vermicompostaje y compostaje como estrategias de biorremediación, detalladas en las tablas 4 y 5.

Tabla N° 3. Alteración que presentan los elementos potencialmente tóxicos en las comunidades de lombrices del suelo

Contam.	Estructura de la comunidad de lombrices	Especies de gusanos dominantes	Abundancia	Alteración causada	Refer.
Suelos de chacra	Endogeic > Stract- anecic, epigeic > Epi- anecic	A. <i>chlorotica</i> , A. <i>caliginosa</i>	238– 595 individuos $m^{-2}$ , y 77– 152 g $m^{-2}$	La labranza, los fertilizantes y los pesticidas redujeron la abundancia, la biomasa y la diversidad de las lombrices.	Cardinale R. et al., 2019
Ni: 120– 35000 mg $kg^{-1}$ , Cd: 0,4–190 mg $kg^{-1}$ , Pb: 31– 8200 mg $kg^{-1}$ ;	No indica	<b>Suelos contaminados:</b> <i>D. rubida</i> > <i>L. rubellus</i> > A. <i>caliginosa</i> , <i>L. improvisa</i> ; <b>Suelos no contaminados:</b> <i>A. caliginosa</i> > <i>L. rubellus</i> > <i>L. castaneus</i> , <i>D. rubida</i>	2–57 en los suelos contaminados en comparación con 52– 392 en los suelos limpios	Los elementos potencialmente tóxicos (PTE) redujeron la densidad de lombrices y la riqueza de especies. Las lombrices sensibles estuvieron ausentes en los sitios contaminados. Se observó un nivel significativamente más bajo de endogeic y epigeic juveniles en los sitios contaminados.	Wagh M. et al., 2022
Zn: 140– 2120 mg $kg^{-1}$ ; Cu: 15,5–	No indica	<i>L. rubellus</i> > A. <i>caliginosa</i> > <i>D. rubida</i>	24,0– 706 individuos	Un mayor contenido de Cu en los suelos conduce a una mayor acumulación de Cu en	Van Gestel et al., 2019

370 mg kg <sup>-1</sup> Cd: 0,33– 17,2 mg kg <sup>-1</sup>		> <i>L. castaneus</i>	m <sup>-2</sup> ; 3,74– 121 g m <sup>-2</sup>	las lombrices de tierra; La abundancia de lombrices y la biomasa no se correlacionaron con los niveles de contaminantes en los suelos.	
<b>Contenido total de metales:</b> Hg: 201,8– 9630 mg kg <sup>-1</sup> Pb: 128,8– 1873 mg kg <sup>-1</sup> Cd: 3,1– 82,9 mg kg <sup>-1</sup> Cr: 28,0– 48,1 mg kg <sup>-1</sup>	No indica	<i>Metaphire posthuma</i>	2,0–35 individuos m <sup>-2</sup>	La acumulación de metales en las lombrices de tierra fue mayor en los suelos más contaminados. Los individuos inmaduros dominaron entre las lombrices de tierra; La distribución de las lombrices de tierra fue irregular.	Gautam A. et al., 2022
<b>Horizonte orgánico:</b> Cu: 6–20 mg kg <sup>-1</sup> ; Zn: 43–83 mg kg <sup>-1</sup> As: 1,0–4,2 mg kg <sup>-1</sup> Cd: 0,277– 0,485 mg kg <sup>-1</sup> Hg: 33–138 mg kg <sup>-1</sup> Pb: 12–24 mg kg <sup>-1</sup> <b>Mineral Suelo:</b> Cu: 4–23 mg kg <sup>-1</sup> ; Zn: 13–52 mg kg <sup>-1</sup> ; As: 1,0–5,4 mg kg <sup>-1</sup> Cd: 60–254 mg kg <sup>-1</sup> Hg: 39–139 mg kg <sup>-1</sup>	<i>Endogeic</i> > <i>epi-endogeic</i> > <i>Epigeic</i>	<i>A. rosea</i> > <i>A. agrestis</i> , <i>A. tuberculata</i> > <i>D. octaedra</i>	0–180 individuos m <sup>-2</sup> (a dulto); 0–80 individuos m <sup>-2</sup> (J juveniles)	Las lombrices endógeas y epigeas generalmente tenían una mayor concentración de metales tóxicos en los tejidos que las lombrices de tierra epiendogeas y anécicas; Los invasores <i>A. agrestis</i> tuvieron el impacto más considerable en la acumulación de metales en el ecosistema forestal.	Richardson J. et al. 2016

Pb: 11–59 mg kg <sup>-1</sup>					
Cu: 50–1080 mg kg <sup>-1</sup>	especies endógeas > especies epigeas (contaminación leve); especies epigeas > especies endógeas (contaminación severa)	<i>A. chlorotica</i> > <i>A. rosea</i> > <i>A. longa</i> > <i>L. terrestris</i> > <i>Lumbricus</i> sp.	400–150 individuos m <sup>-2</sup>	La abundancia, la biomasa y la reproducción de las lombrices de tierra se redujeron con el aumento del contenido de Cu en el suelo. La exposición a Cu aumentó ligeramente la tolerancia de las lombrices de tierra.	Mirmonsef H. et al., 2017
Hg total: 0,227–2,919 mg kg <sup>-1</sup> , Hg orgánico quelado (55,5 %) Hg elemental (35,31 %)	No indica	<i>B. parvus</i>	3–60 individuos m <sup>-2</sup>	No hubo una relación significativa entre la fracción de Hg soluble y el Hg en las lombrices, mientras que las fracciones estables de Hg en el suelo demostraron buenas relaciones entre el suelo y las lombrices.	He C. et al., 2018
Cd: 0,81–17,8 mg kg <sup>-1</sup> ; Cd extraíble con DTPA: 0,18–17,8 mg kg <sup>-1</sup>	No indica	<i>M. californica</i> (31,7%);	0,08–15,6 individuos m <sup>-2</sup> 0,01–23,7 g m <sup>-2</sup>	La proporción de lombrices juveniles en los suelos se redujo bajo la contaminación por Cd. La biomasa de lombrices disminuyó con el aumento de la concentración de Cd. La lombriz de tierra fue menos diversa en suelos altamente contaminados. Existió una correlación positiva entre el contenido de Cd disponible en los suelos y el de las lombrices.	Wang K. et al., 2018

De acuerdo con la tabla 3, se tiene que la alteración que presentan los elementos potencialmente tóxicos en las comunidades de lombrices del suelo es la modificación de las comunidades de lombrices al reducir la proliferación de especies sensibles.

Siendo ello corroborado por; Cardinale R. et al., 2019, Wagh M. et al., 2022, Van Gestel et al., 2019, Gautam A. et al., 2022, Richardson J. et al. 2016, Mirmonsef H. et al., 2017, He C. et al., 2018 y Wang K. et al., 2018.

Así también, Wang K. et al., (2018, p.1); encontró una disminución en la densidad de lombrices en suelos de 70 a <20 lombrices m<sup>-2</sup> cuando el contenido de Cd aumentó de 0,81 a más de 17,8 mg kg<sup>-1</sup> y las especies de lombrices sensibles (p. ej., *Amyntas homochaetus* y *Amyntas hupeiensis*) disminuyó gradualmente en los suelos contaminados.

Siendo también apoyado por el estudio de Leveque T. et al., (2016, p.2), quien menciona mediante su trabajo que, cuando se incrementaba el contenido de Pb del suelo de 480 a 5060 mg kg<sup>-1</sup> ocasionaba la reducción drásticamente de la densidad de lombrices de 135 a 5 lombrices m<sup>-2</sup>.

Además, de acuerdo a las investigaciones de Van Gestel et al., (2019, p.1) y Richardson J. et al. (2016, p.1); también se puede mencionar que, en comparación con las especies autóctonas de lombrices, las lombrices exóticas son generalmente menos sensibles y ejercerían mayores impactos en los PTE y las propiedades del suelo. Ello debido a que las lombrices peregrinas exóticas se adaptaron con éxito a los suelos contaminados por Cd, Hg y Pb, y finalmente afectaron el ciclo de los PTE en la silvicultura. Por esta razón, la introducción de lombrices de tierra exóticas se considera una solución factible para restaurar la salud del suelo (Zhang C. et al., 2020, p.2).

Por otro lado, la eficiencia de la aplicación del vermicompostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxicos se definió mediante la comparación de 12 artículos científicos encontrados y comparados en la tabla 4; donde la unidad de análisis fue el tipo de especie usada para la vermirremediación.

Tabla N° 4. Eficiencia de la aplicación del vermicompostaje como estrategias de biorremediación

Especies de lombrices de tierra	Contaminantes	Cambios		Refer.
		lombrices de tierra	Eliminación o reducción	
<i>E. fetida</i>	Cd, Cu, Pb y Zn	La concentración de Pb aumentó con la exposición al contenido elevado de Pb. Las plantas redujeron la acumulación de Cd y Pb en las lombrices y aumentaron la actividad reproductiva de las lombrices en los suelos contaminados. <i>E. fetida</i> es insensible a las mezclas de Cu, Zn, Pb y Cd, mientras que la contaminación del suelo redujo la producción de capullos.	<i>E. fetida</i> redujo la biodisponibilidad de Cd y Zn, pero se mejoró la absorción de Cd por <i>Z. mays</i> .	Lemtiri A. et al., 2016
<i>E. fetida</i>	Como	Una marcada captación de As(III) por las lombrices de tierra dependía de la dosis y aumentaba con el tiempo; Los factores de bioacumulación generalmente aumentaron con el contenido de As en los suelos.	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N disminuyó, mientras que NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N, K disponible y EC aumentaron después de 28 días; La presencia de lombrices redujo la proporción de As en la fracción residual, mientras que el porcentaje de Fe-As, Al-As y As absorbido no específicamente aumentó significativamente.	Wang Y. et al., 2018

<p><i>A. corticis</i> y <i>A. robustus</i></p>	<p>Cd, Zn, Pb y Cu</p>	<p>Después de la incubación, la biomasa y la supervivencia de ambas lombrices disminuyeron significativamente; La acumulación de metales en las lombrices depende de la especie; La acumulación de metal(es) ocurrió durante la incubación con 120 días de cultivo.</p>	<p>Las lombrices cambiaron significativamente las propiedades del suelo, especialmente el C mineralizado, el N disuelto y el pH; La lombriz elevó el Zn y el Cu extraíbles con DTPA (<i>A. corticis</i> &gt; <i>A. robustus</i>)</p>	<p>Xiao L. et al., 2020</p>
<p><i>E. Fétida</i> + Hongos micorrízicos arbusculares (HMA)</p>	<p>Zn, Mn y Fe</p>	<p>No indica</p>	<p>La introducción de lombrices elevó el contenido de Zn disponible en los suelos al reducir la fracción de metales en los óxidos de Fe-Mn. El pH del suelo se redujo, mientras que el carbono de la biomasa microbiana y los contenidos de carbono orgánico disuelto (DOC) aumentaron.</p>	<p>Dehghani H. et al., 2018</p>
<p><i>L. rubellus</i> + Planta (<i>Folso mia candida</i>)</p>	<p>Cd y Pb</p>	<p>No indica</p>	<p>Las lombrices de tierra aumentaron significativamente el pH y el DOC del suelo, mientras que el contenido de metales extraíbles de CaCl<sub>2</sub> 0,01 M y del agua intersticial disminuyó ligeramente; Las lombrices de tierra elevaron la absorción de</p>	<p>Ardestani M. et al., 2019</p>

			metales por parte de <i>Folsomia candida</i> , y el aumento fue de 1,4 a 1,5 y de 2,7 a 2,8 veces para Cd y Pb, respectivamente.	
<i>E. fetida</i> + biocarbón + planta ( <i>Brassica chinensis</i> L.)	Cd, Pb y Zn	No indica	La lombriz de tierra incrementó el contenido total de Cd, Pb y Zn en los brotes de <i>Bok choy</i> al aumentar la biodisponibilidad de Cd, Pb y Zn en un 9,5 %, 20,6 % y 22,8 %, respectivamente. La lombriz de tierra elevó la disponibilidad de metales en los suelos al influir en las propiedades del suelo, especialmente el pH.	Wang J. et al., 2019
<i>E. fetida</i> y <i>M. posthuma</i>	Pb, Zn, Mn y Cu (Vermi-Compostaje)	Tanto <i>E. fetida</i> como <i>M. posthuma</i> acumularon sustancialmente metales tóxicos	Eliminación de Pb, Mn, Zn y Cu de los residuos sólidos municipales y boñigas mediante compostaje, especialmente de Pb y Mn (alrededor del 60%); La biodisponibilidad de los metales (Pb, Zn, Mn y Cu) se redujo sustancialmente durante el compostaje.	Sahariah B. et al., 2016
<i>E. eudrilus</i> y <i>Perionyx excavatus</i>	Cd, Cu, Cr y Zn (Vermi-Compostaje)	El nivel de metales aumentó dramáticamente después de la vermiestabilización	Después de la vermiestabilización, el contenido de metal se redujo drásticamente a un nivel permisible	Yuvaraj A. et al., 2020

		ón, mientras que <i>E. eudrilus</i> logró una mayor acumulación de metales.	para Cd, Cu, Cr y Zn.	
<i>Eisenia fetida</i>	Cenizas de carbón de horno de ladrillos (BKCA, que contienen metales tóxicos)	En 60 días el vermicompostaje estabilizó la biodisponibilidad de nutrientes (N, P, K y S)	Las lombrices de tierra bioacumularon eficazmente metales tóxicos y redujeron la carga de contaminación. De un 41% a 74%	Mondal A. et al., 2020
<i>Eisenia andrei</i>	PAH	En 5 semanas Varios metales pesados y 16 PAHs prioritarios analizados en este estudio han sido acumulados en los cuerpos de las lombrices de tierra	85.75%	Rorat A. et al., 2017
<i>Eisenia foetida</i> y <i>Amyntas endogeo robustus</i>	Atrazina	En 28 días la vermirremediación mejoró la eficiencia de eliminación de la atrazina, además neutralizó el pH del suelo y consumió materia orgánica.	39.5% –95.7%	Lin Z. et al., 2019
<i>Hyperiodrilus africanus</i>	Petróleo crudo	En 12 semanas las lombrices bioacumularon/ biodegradaron TPH, benceno, tolueno, etilbenceno y xileno	38.91%-90.38%	Ekperusi y Aigbodion 2016

*Elaboración propia*

La eficiencia de la aplicación del vermicompostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxicos es alto

en más de la mitad de los casos estudiados. Ello debido a que las lombrices de tierra aumentan la disponibilidad de metales pesados en algunas situaciones y ayudan a mantener la estructura y la calidad del suelo.

Así también, confirmando mediante el estudio de Wang J. et al., (2019, p.2), es preciso señalar que los PTE se enriquecen y distribuyen principalmente en diferentes fracciones subcelulares de lombrices de tierra y se excretan en parte a través de excreciones intestinales, orina o mucosidad. Presentando gran respaldo, el estudio de Chen Q. et al., (2021, p.1), menciona que las lombrices de tierra fueron expuestas en suelo fortificado con 0, 5, 10 y 20 mg Cd kg<sup>-1</sup>, durante 7, 14 y 21 días en invierno y primavera y la biodisponibilidad de Cd en el suelo, que se representa en forma de fracción extraíble con ácido dietilentriaminopentaacético (DTPA-Cd); donde, se redujo significativamente, oscilando entre 7,9 y 18,3 % en invierno y entre 8,8 y 20,8 % en primavera, encontrando que, las actividades de las lombrices de tierra podrían mejorar significativamente la fertilidad del suelo como resultado del aumento de la disponibilidad de nitrógeno, fósforo y potasio en el suelo, una ventaja destacada de la vermiremediación en suelos contaminados con metales pesados.

Así también lo corrobora Sahariah B. et al., (2016, p.1), quien menciona que la eliminación de Pb, Mn, Zn y Cu de los residuos sólidos municipales y boñigas mediante compostaje, especialmente de Pb y Mn (alrededor del 60%); y la biodisponibilidad de los metales (Pb, Zn, Mn y Cu) se redujo sustancialmente durante el compostaje.

Pero, para Ardestani M. et al., (2016, p.2), existe una gran diferencia en el patrón de bioacumulación entre los PTE esenciales y no esenciales; donde, una "captación y excreción reguladas" es el principal patrón de acumulación de PTE esenciales, mientras que una "excreción activa del exceso de almacenamiento interno de PTE sin eliminación" es la principal estrategia que controla la acumulación de PTE no esenciales en las lombrices de tierra.

Aclarando lo señalado, Wu X. et al., (2022, p.4), encontró mediante su trabajo científico que las lombrices de tierra acumulaban intensamente Cd y Pb no esenciales con eliminación lenta o nula, mientras que el Cu y Zn esenciales internos en las lombrices se mantuvieron en un nivel estable después de un rápido aumento al principio. Similar pero no igual, González Alcaraz M. y Van Guestel C. (2016, p.3)

informaron que el nivel de As y Zn se estabilizó después de 1–3 días de exposición, mientras que la concentración de Cd en las lombrices de tierra aumentó gradualmente a ~12,6–18,5 µg g<sup>-1</sup>.

Por otro lado, definió la eficiencia de la aplicación del compostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxico, mediante la tabla 5, donde la unidad de análisis fue el tipo de compostaje usado.

*Tabla N° 5. Eficiencia de la aplicación del compostaje como estrategias de biorremediación*

<b>Tipo de compostaje</b>	<b>Contaminante</b>	<b>Tiempo</b>	<b>Eliminación o reducción</b>	<b>Fuente</b>
Compost procedente de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos	hidrocarburos pesados	1 año	Se redujo significativamente en un rango de 84 a 95%	Ventorino V. et al., 2019
Abono municipal (hongo de podredumbre blanca: <i>Pleurotus ostreatus</i> y sauce: <i>Salix planifolia</i> )	TPHs	Después de la primera temporada de crecimiento	Los tratamientos modificados biológicamente (BAT) que contenían >2 componentes biológicos habían disminuido entre un 69 y un 73 % de la fracción F2 (C) del diesel, que es más que la atenuación natural o el fertilizante (48 y 51 %).	Robichaud K. et al., 2019
Microorganismos de compost terminado (FCM)	Hidrocarburos totales de petróleo (TPH)	7 meses	72 % al 75 %	Koolivand A. et al., 2022
		12 semanas	86 % al 92 %	
Recortes de jardín y cactus	TPHs	140 días	66 %	Escobar A. et al., 2018
Astillas de madera (corteza de pino y madera de abeto)	TPHs	60 días	47.6 %	Becarelli S. et al., 2019
Lodos de depuradora y	TPHs	20 días	23.9 %	Alves D. et al., 2019

lodos de pescado				
Compost inmaduro	TPHs	68 días	48.5–71.5 %	Asgari A. et al., 2017
Cáscara de arroz, serrín y virutas de madera	Diesel	42 días	96–98 %	Onwosi C. et al., 2017
Estiércol de aves de corral y virutas de madera	petróleo crudo	300 días	77–99 %	Ubani O. et al., 2018
Compost inmaduro	petróleo crudo	84 días	93–95 %	Koolivand A. et al., 2017
Residuos de jardinería y residuos de rumiante	petróleo crudo	80 días	45.2 %	Trihadiningrum Y. et al., 2018
Residuos de alimentos, compost maduro, aserrín	Aceite lubricante	45 días	93 %	Tran H. et al., 2018
Residuos orgánicos frescos, astillas de pino	Perforación a base de petróleo recortes	151 días	82 %	Paladino G. et al., 2016

*Elaboración propia*

De acuerdo con la tabla 5, la eficiencia de la aplicación del compostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxico es alta, siendo la eliminación o reducción de los EPT en 10 del total mayores al 80% de eficiencia.

Así lo corroboran; Ventorino V. et al., 2019, Koolivand A. et al., 2022, Robichaud K. et al., 2019, Asgari A. et al., 2017, Onwosi C. et al., 2017, Ubani O. et al., 2018, Koolivand A. et al., 2017, Tran H. et al., 2018, Paladino G. et al., 2016.

Así también se tiene que todos los materiales de compostaje implicados son residuos orgánicos reciclables, por ejemplo, residuos alimentarios y diversos residuos agrícolas y de jardinería. Un ejemplo es el caso de Trihadiningrum Y. et al., (2018, p.1), quien utilizó residuos de jardinería y residuos de rumiante como compost para la remoción del petróleo crudo, así mismo, Tran H. et al., (2018, p.1), usó residuos de alimentos, compost maduro, aserrín y Escobar A. et al., (2018, p.1), quien utilizó recortes de jardín y cactus para la elaboración del compost en la eliminación de TPHs.

La biorremediación de suelos contaminados mediante la adsorción de materias orgánicas procedentes del compostaje o del abono es una tecnología prometedora y sostenible. Sin embargo, con el paso del tiempo, la materia orgánica puede mineralizarse y el pH del suelo variar, lo que conduce a la reversión de la estabilidad del contaminante (Chen Ming et al., 2016, p.1). Pero ello es rechazado por lo expuesto en el estudio de Tran H. et al., (2018, p.5), quien menciona que el compostaje o la adición de compost pueden aumentar simultáneamente el contenido de materia orgánica del suelo y la fertilidad del suelo además de la biorremediación y, por lo tanto, se cree que es uno de los métodos más rentables para la remediación del suelo.

Así de acuerdo con Robichaud K. et al., (2019, p.1), después de un año, la concentración de hidrocarburos pesados ( $C > 12$ ) se redujo significativamente en un rango de 84 a 95%, probablemente debido a la aireación que provocó procesos de fotooxidación y una mejora de la actividad microbiana capaz de degradar los contaminantes orgánicos.

Así también, con base en los resultados de BHM en el estudio de Koolivand A. et al., (2022, p.1), se determinó que la eficiencia de degradación más alta del petróleo crudo (concentración del 1 % al 3 %) fue del 72 % al 75 % a un pH de 7 después de 7 días. En los biorreactores de compostaje que contenían solo ODB, las tasas de eliminación de TPH fueron del 86 % al 92 % después de 12 semanas.

## V. CONCLUSIONES

Mediante los estudios analizados se puede concluir que el compostaje y vermiremediación presentan gran importancia como tecnología verde en la eliminación y tratamiento de suelos contaminados con elementos potencialmente tóxicos. Así también, se detallan las siguientes conclusiones que permitieron que se pueda llegar a tal conclusión:

La alteración que presentan los elementos potencialmente tóxicos en las comunidades de lombrices del suelo recae en la modificación de las comunidades de lombrices al reducir la proliferación de especies sensibles.

La aplicación del vermicompostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxicos es alto en más de la mitad de los casos estudiados. Ello debido a que las lombrices de tierra aumentan la disponibilidad de metales pesados en algunas situaciones y ayudan a mantener la estructura y la calidad del suelo, así también, puede mejorar la absorción y translocación de PTE en las plantas.

La eficiencia de la aplicación del compostaje como estrategias de biorremediación aplicado en suelos con contaminantes potencialmente tóxico es alta, siendo la eliminación o reducción de los EPT en 10 del total mayores al 80% de eficiencia. Así también se tiene que todos los materiales de compostaje implicados son residuos orgánicos reciclables, por ejemplo, residuos alimentarios y diversos residuos agrícolas y de jardinería.

## **VI. RECOMENDACIONES**

Mediante el análisis y revisión de diversos estudios se puede llegar a la conclusión que las brechas de conocimiento existentes y las incertidumbres que deben explorarse aún no se encuentran del todo claras, por lo que, se sugiere ampliar en más estudios para abordar esta cuestión. Así mismo, se realiza las siguientes recomendaciones puntuales:

La biodisponibilidad de los contaminantes varía con el paso del tiempo, por lo tanto, se sugiere encontrar un método adecuado para investigar la biodisponibilidad de una variedad de contaminantes en el suelo; ya que, es potencialmente importante antes de seleccionar una tecnología de remediación para el control de la contaminación del suelo.

La escasa capacidad de adaptación de los microorganismos exógenos en los suelos contaminados hace que la bioaumentación sea a menudo ineficaz para mejorar la degradación de los contaminantes, por ello, deben explorarse métodos apropiados para resolver este problema.

Debido a que, los estudios relevantes a escala de campo son hasta el momento limitados, se recomienda ampliar en estudios de campo, debido a que, las lombrices de tierra son candidatas prometedoras para la remediación de suelos contaminados con PTE.

Debido a que la combinación de lombrices de tierra, microorganismos y plantas puede funcionar de manera sinérgica y eficaz para eliminar los PTE de los suelos contaminados, se recomienda que los nuevos estudios enfocados en este tema se centren en la combinación de estas técnicas.

## REFERENCIAS

1. ALVES, David; VILLAR, Iria; MATO, Salustiano. Thermophilic composting of hydrocarbon residue with sewage sludge and fish sludge as cosubstrates: Microbial changes and TPH reduction. *Journal of environmental management*, 2019, vol. 239, p. 30-37. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.028>
2. ANTONIADIS, Vasileios, et al. A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: Are they protective concerning health risk assessment?-A review. *Environment international*, 2019, vol. 127, p. 819-847. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.039>
3. ARDESTANI, Masoud M.; GISKA, Iwona; VAN GESTEL, Cornelis AM. The effect of the earthworm *Lumbricus rubellus* on the bioavailability of cadmium and lead to the springtail *Folsomia candida* in metal-polluted field soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, vol. 26, no 27, p. 27816-27822. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05969-3>
4. ARDESTANI, Masoud M.; VAN STRAALLEN, Nico M.; VAN GESTEL, Cornelis AM. Uptake and elimination kinetics of metals in soil invertebrates: a review. *Environmental pollution*, 2016, vol. 193, p. 277-295. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.026>
5. ASGARI, Alireza, et al. Biodegradation of total petroleum hydrocarbons from acidic sludge produced by re-refinery industries of waste oil using in-vessel composting. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 2017, vol. 15, no 1, p. 1-9. Disponible en: <https://doi.org/10.1186/s40201-017-0267-1>
6. BECARELLI, Simone, et al. Hydrocarbonoclastic Ascomycetes to enhance co-composting of total petroleum hydrocarbon (TPH) contaminated dredged sediments and lignocellulosic matrices. *New biotechnology*, 2019, vol. 50, p. 27-36. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2019.01.006>

7. BENTO, Célia PM, et al. Glyphosate and AMPA distribution in wind-eroded sediment derived from loess soil. *Environmental pollution*, 2017, vol. 220, p. 1079-1089. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.033>
8. BHARAGAVA, Ram Naresh; SAXENA, Gaurav; MULLA, Sikandar I. Introduction to industrial wastes containing organic and inorganic pollutants and bioremediation approaches for environmental management. En *Bioremediation of industrial waste for environmental safety*. Springer, Singapore, 2020. p. 1-18. Disponible en: [https://doi.org/10.1007/978-981-13-1891-7\\_1](https://doi.org/10.1007/978-981-13-1891-7_1)
9. CAPOWIEZ, Y., et al. Using the ecosystem engineer concept to test the functional effects of a decrease in earthworm abundance due to an historic metal pollution gradient. *Applied Soil Ecology*, 2021, vol. 158, p. 103816. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103816>
10. CARDINAEL, Rémi, et al. Spatial variation of earthworm communities and soil organic carbon in temperate agroforestry. *Biology and Fertility of Soils*, 2019, vol. 55, no 2, p. 171-183. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00374-018-1332-3>
11. CHENG, Miaomiao; WANG, Anan; TANG, Caixian. Ammonium-based fertilizers enhance Cd accumulation in *Carpobrotus rossii* grown in two soils differing in pH. *Chemosphere*, 2017, vol. 188, p. 689-696. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.032>
12. CHEN, Ming, et al. Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: applications, microbes and future research needs. *Biotechnology advances*, 2016, vol. 33, no 6, p. 745-755. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.05.003>
13. CHENG, Qing, et al. The dual beneficial effects of vermiremediation: Reducing soil bioavailability of cadmium (Cd) and improving soil fertility by earthworm (*Eisenia fetida*) modified by seasonality. *Science of The Total Environment*, 2021, vol. 755, p. 142631. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142631>

14. CHEN, Zhaojin, et al. Integrated metagenomics and molecular ecological network analysis of bacterial community composition during the phytoremediation of cadmium-contaminated soils by bioenergy crops. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2017, vol. 145, p. 111-118. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.019>
15. CHOUHAN, Gowardhan Kumar, et al. PGPM como bioinoculante potencial para mejorar la productividad de los cultivos en una agricultura sostenible. En *Biofertilizantes*. Woodhead Publishing, 2021. pág. 221-237. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821667-5.00009-9>
16. DEHGHANIAN, Hamid, et al. The effect of earthworm and arbuscular mycorrhizal fungi on availability and chemical distribution of Zn, Fe and Mn in a calcareous soil. *Applied Soil Ecology*, 2018, vol. 130, p. 98-103. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.06.002>
17. EISSA, Mamdouh A. Phytoextraction mechanism of Cd by *Atriplex lentiformis* using some mobilizing agents. *Ecological Engineering*, 2017, vol. 108, p. 220-226. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.025>
18. ESCOBAR-ALVARADO, L. F., et al. Hydrocarbon degradation and lead solubility in a soil polluted with lead and used motor oil treated by composting and phytoremediation. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 2018, vol. 100, no 2, p. 280-285. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2211-6>
19. GAUTAM, Arunodaya, et al. Metal accumulation and morphofunctional damage in coelomocytes of earthworm collected from industrially contaminated soil of Kolkata, India. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 2022, vol. 256, p. 109299. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2022.109299>
20. GONZÁLEZ-ALCARAZ, M. Nazaret; VAN GESTEL, Cornelis AM. Metal/metalloid (As, Cd and Zn) bioaccumulation in the earthworm *Eisenia andrei* under different scenarios of climate change. *Environmental Pollution*, 2016, vol. 215, p. 178-186. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.012>

21. HATJE, Vanessa, et al. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific reports*, 2017, vol. 7, no 1, p. 1-13. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11143-x>
22. HE, Changhua, et al. Spatial distribution characteristics of mercury in the soils and native earthworms (*Bimastos parvus*) of the leachate-contaminated zone around a traditional landfill. *Science of the Total Environment*, 2018, vol. 636, p. 1565-1576. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.259>
23. HE, Xin, et al. Effect of vermicomposting on concentration and speciation of heavy metals in sewage sludge with additive materials. *Bioresource Technology*, 2016, vol. 218, p. 867-873. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.045>
24. HOU, Deyi, et al. Metal contamination and bioremediation of agricultural soils for food safety and sustainability. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2020, vol. 1, no 7, p. 366-381. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0061-y>
25. IQBAL, Nadeem, et al. Fitorremediación de suelos y aguas contaminados con Cd. En *Toxicidad y Tolerancia al Cadmio en las Plantas*. Prensa Académica, 2019. p. 531-543. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814864-8.00021-8>
26. JEYASUNDAR, Parimala Gnana Soundari Arockiam, et al. Green remediation of toxic metals contaminated mining soil using bacterial consortium and *Brassica juncea*. *Environmental Pollution*, 2021, vol. 277, p. 116789. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116789>
27. KAVEHEI, Armin; HOSE, Grant C.; GORE, Damian B. Effects of red earthworms (*Eisenia fetida*) on leachability of lead minerals in soil. *Environmental Pollution*, 2018, vol. 237, p. 851-857. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.021>
28. KHAN, Muhammad Amjad, et al. Soil contamination with cadmium, consequences and remediation using organic amendments. *Science of the total environment*, 2017, vol. 601, p. 1591-1605. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.030>

29. KOOLIVAND, Ali, et al. The effect of petroleum hydrocarbons concentration on competition between oil-degrading bacteria and indigenous compost microorganisms in petroleum sludge bioremediation. *Environmental Technology & Innovation*, 2022, p. 102319. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102319>
30. KOOLIVAND, Ali, et al. Bioremediation of storage tank bottom sludge by using a two-stage composting system: Effect of mixing ratio and nutrients addition. *Bioresource technology*, 2017, vol. 235, p. 240-249. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.100>
31. LEMTIRI, Aboukacem, et al. Earthworms *Eisenia fetida* affect the uptake of heavy metals by plants *Vicia faba* and *Zea mays* in metal-contaminated soils. *Applied Soil Ecology*, 2016, vol. 104, p. 67-78. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.11.021>
32. LEVEQUE, Thibaut, et al. Effects of historic metal (loid) pollution on earthworm communities. *Science of the Total Environment*, 2015, vol. 511, p. 738-746. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.101>
33. LI, Jiang-Shan, et al. Arsenic-containing soil from geogenic source in Hong Kong: leaching characteristics and stabilization/solidification. *Chemosphere*, 2017, vol. 182, p. 31-39. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.019>
34. LIN, Zhong, et al. Changes in atrazine speciation and the degradation pathway in red soil during the vermiremediation process. *Journal of hazardous materials*, 2019, vol. 364, p. 710-719. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.04.037>
35. LIU, Lianwen, et al. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Science of the Total Environment*, 2018, vol. 633, p. 206-219. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161>
36. MAHAR, Amanullah, et al. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2016, vol. 126, p. 111-121. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023>

37. MIRMONSEF, Hassan, et al. Effects of an aged copper contamination on distribution of earthworms, reproduction and cocoon hatchability. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, vol. 135, p. 267-275. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.012>
38. M.N.RaoRaziaSultanaSri HarshaKota. Chapter 7 - Soil Remediation Technologies. *Solid and Hazardous Waste Management*. 2017, p.243-260. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809734-2.00007-9>
39. MONDAL, Ananya, et al. Detoxification and eco-friendly recycling of brick kiln coal ash using *Eisenia fetida*: a clean approach through vermitechnology. *Chemosphere*, 2020, vol. 244, p. 125470. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125470>
40. NEGRIN, Vanesa L., et al. Soil metal pollution assessment in *Sarcocornia* salt marshes in a South American estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, vol. 166, p. 112224. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112224>
41. ONWOSI, Chukwudi O., et al. Bioremediation of diesel-contaminated soil by composting with locally generated bulking agents. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 2017, vol. 26, no 4, p. 438-456. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/15320383.2017.1348337>
42. PALADINO, G., et al. Bioremediation of heavily hydrocarbon-contaminated drilling wastes by composting. *International journal of environmental science and technology*, 2016, vol. 13, no 9, p. 2227-2238. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s13762-016-1057-5>
43. PALANSOORIYA, Kumuduni Niroshika, et al. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: a critical review. *Environment international*, 2020, vol. 134, p. 105046. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105046>
44. PAZ-FERREIRO, Jorge, et al. Soil pollution and remediation. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, vol. 15, no 8, p. 1657. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijerph15081657>

45. PREMaturi, Ricksy, et al. Petroleum hydrocarbons degradation in contaminated soil using the plants of the Aster family. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, vol. 27, no 4, p. 4460-4467. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07097-4>
46. RAFFA, Carla Maria; CHIAMPO, Fulvia. Bioremediation of agricultural soils polluted with pesticides: a review. *Bioengineering*, 2021, vol. 8, no 7, p. 92. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/bioengineering8070092>
47. RICHARDSON, J. B.; GÖRRES, J. H.; SIZMUR, Tom. Synthesis of earthworm trace metal uptake and bioaccumulation data: Role of soil concentration, earthworm ecophysiology, and experimental design. *Environmental Pollution*, 2020, vol. 262, p. 114126. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114126>
48. ROBERTO, Sarabia-Castillo Cesar, et al. Current perspectives of soil nanoremediation. En *Nanomaterials for Soil Remediation*. Elsevier, 2021. p. 521-550. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822891-3.00029-3>
49. ROBICHAUD, Kawina, et al. Local fungi, willow and municipal compost effectively remediate petroleum-contaminated soil in the Canadian North. *Chemosphere*, 2019, vol. 220, p. 47-55. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.108>
50. Robyn A. Barbato C. Mike Reynolds. 22 - Bioremediation of contaminated soils. *Principles and Applications of Soil Microbiology (Third Edition)*, 2021, p.607-631. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820202-9.00022-8>
51. RORAT, Agnieszka, et al. Vermiremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in sewage sludge composting process. *Journal of environmental management*, 2017, vol. 187, p. 347-353. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.062>
52. SAHARIAH, Banashree, et al. Metal remediation and biodegradation potential of earthworm species on municipal solid waste: A parallel analysis between *Metaphire posthuma* and *Eisenia fetida*. *Bioresource Technology*, 2015, vol. 180, p. 230-236. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.062>

53. SHAHEEN, Sabry M., et al. Soil contamination by potentially toxic elements and the associated human health risk in geo-and anthropogenic contaminated soils: A case study from the temperate region (Germany) and the arid region (Egypt). *Environmental Pollution*, 2020, vol. 262, p. 114312. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114312>
54. SHAHEEN, Sabry M., et al. Arsenic, chromium, molybdenum, and selenium: Geochemical fractions and potential mobilization in riverine soil profiles originating from Germany and Egypt. *Chemosphere*, 2017, vol. 180, p. 553-563. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.054>
55. SHIN, Woosik, et al. Evaluation of multiple PRPs' contributions to soil contamination in reclaimed sites around an abandoned smelter. *Science of the total environment*, 2018, vol. 642, p. 314-321. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.031>
56. SINGH, Jaswinder, et al. Conventional farming reduces the activity of earthworms: assessment of genotoxicity test of soil and vermicast. *Agriculture and Natural Resources*, 2018, vol. 52, no 4, p. 366-370. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.anres.2018.10.012>
57. SINGH, Nakshatra Bahadur. Remediation of metal ions contaminated soil by nanomaterials. En *Nanomaterials for Soil Remediation*. Elsevier, 2021. p. 409-426. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822891-3.00019-0>
58. SPEIGHT, James G. Removal of Organic Compounds From the Environment. *Environmental Organic Chemistry for Engineers*; Butterworth-Heinemann: Oxford, UK, 2017, p. 387-432. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804492-6.00009-5>
59. STEFFAN, J. J., et al. The effect of soil on human health: an overview. *European journal of soil science*, 2018, vol. 69, no 1, p. 159-171. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/ejss.12451>
60. TAUQEER, Hafiz Muhammad, et al. Environmental concerns associated with explosives (HMX, TNT, and RDX), heavy metals and metalloids from shooting range soils: prevailing issues, leading management practices, and future

- perspectives. En Handbook of Bioremediation. Academic Press, 2021. p. 569-590. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819382-2.00036-3>
61. THANGADURAI, Devarajan, et al. Tecnología de nanoburbujas para la remediación de suelos contaminados con metales. En Nanomateriales para la Remediación de Suelos. Elsevier, 2021. pág. 427-441. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822891-3.00020-7>
62. TÓTH, Gergely, et al. Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. Science of the total environment, 2016, vol. 565, p. 1054-1062. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.115>
63. TRAN, Huu-Tuan, et al. Remediation of highly fuel oil-contaminated soil by food waste composting and its volatile organic compound (VOC) emission. Bioresource Technology Reports, 2018, vol. 4, p. 145-152. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2018.10.010>
64. TRIHADININGRUM, Yulinah, et al. Hydrocarbon Removal in Oil-Contaminated Soil Using In-Vessel Composting with Yard Waste and Rumen Waste. Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste, 2018, vol. 22, no 4, p. 04018020. Disponible en: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000412](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000412)
65. UBANI, Onyedikachi; ATAGANA, Harrison Ifeanyichukwu. Measuring the effect of co-composting Crude Oil sludge with pig, cow, horse and poultry manures on the degradation of selected Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Archives of Environmental Protection, 2018, vol. 44, no 1. Disponible en: <https://doi.org/10.24425/118184>
66. VENTORINO, Valeria, et al. Soil tillage and compost amendment promote bioremediation and biofertility of polluted area. Journal of cleaner production, 2019, vol. 239, p. 118087. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118087>
67. WAGH, Mrunal S.; OSBORNE, W. Jabez; SIVARAJAN, S. Bacillus xiamenensis and earthworm Eisenia fetida in bio removal of lead, nickel and cadmium: A combined bioremediation approach. Applied Soil Ecology, 2022,

vol. 176, p. 104459. Disponible en:  
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104459>

68. WANG, Jie, et al. Earthworm activities weaken the immobilizing effect of biochar as amendment for metal polluted soils. *Science of the Total Environment*, 2019, vol. 696, p. 133729. Disponible en:  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133729>
69. WANG, Kun, et al. Influence of metal-contamination on distribution in subcellular fractions of the earthworm (*Metaphire californica*) from Hunan Province, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, vol. 73, p. 127-137. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.01.021>
70. WANG, Liuwei, et al. A review of green remediation strategies for heavy metal contaminated soil. *Soil Use and Management*, 2021, vol. 37, no 4, p. 936-963. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/sum.12717>
71. WANG, Yali, et al. Toxicity of arsenite to earthworms and subsequent effects on soil properties. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, vol. 117, p. 36-47. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.007>
72. WU, Xinyue, et al. Biological responses of *Eisenia fetida* towards the exposure and metabolism of tris (2-butoxyethyl) phosphate. *Science of The Total Environment*, 2022, vol. 811, p. 152285. Disponible en:  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152285>
73. WU, Yong, et al. Mechanism underlying earthworm on the remediation of cadmium-contaminated soil. *Science of the Total Environment*, 2020, vol. 728, p. 138904. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138904>
74. XIAO, Ling, et al. Assessment of earthworm activity on Cu, Cd, Pb and Zn bioavailability in contaminated soils using biota to soil accumulation factor and DTPA extraction. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, vol. 195, p. 110513. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110513>
75. XU, Jinwei, et al. Remediation of heavy metal contaminated soil by asymmetrical alternating current electrochemistry. *Nature communications*,

2019, vol. 10, no 1, p. 1-8. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10472-x>

76. YUVARAJ, Ananthanarayanan, et al. Environment-friendly management of textile mill wastewater sludge using epigeic earthworms: Bioaccumulation of heavy metals and metallothionein production. *Journal of Environmental Management*, 2020, vol. 254, p. 109813. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109813>
77. ZHANG, Chi, et al. Effects of a native earthworm species (*Amyntas morrisi*) and *Eisenia fetida* on metal fractions in a multi-metal polluted soil from South China. *Acta Oecologica*, 2020, vol. 102, p. 103503. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103503>
78. ZHAO, Fang-Jie, et al. Soil contamination in China: current status and mitigation strategies. *Environmental science & technology*, 2015, vol. 49, no 2, p. 750-759. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/es5047099>

## ANEXOS

### Anexo 1. Instrumento de recolección

 Universidad César Vallejo	<b>FICHA DE ANÁLISIS DE CONTENIDO</b>	
<b>DATOS DEL AUTOR: NOMBRE(S)</b>		
<b>PÁGINAS UTILIZADAS</b>	<b>AÑO DE PUBLICACIÓN</b>	<b>LUGAR DE PUBLICACIÓN</b>
<b>TIPO DE INVESTIGACIÓN:</b>		
<b>CÓDIGO:</b>		
<b>PALABRAS CLAVES:</b>		
<b>TIPO DE LOMBRIZ USADA:</b>		
<b>TIPO DE COMPOST USADO:</b>		
<b>PROMEDIO DE REMOCIÓN</b>	Compost:	
	Vermiremediación:	
<b>RESULTADOS:</b>		
<b>CONCLUSIONES:</b>		