



*Primera edición  
digital*

# DINÁMICA DE LOS METALES PESADOS EN AGUA, SUELO Y ESPECIES VEGETALES DE UN AGROECOSISTEMA


---

Italo Wile Alejos Patiño.  
Henry Briceño Yen.

Ulda Campos Félix.  
José Figueroa Ramírez.

**HN**  
*Flo Nexus*  
EDITORIAL





**Dinámica de los  
metales pesados en  
agua, suelo y especies vegetales  
de un  
Agroecosistema**

**Italo Wile Alejos Patiño  
Henry Briceño Yen  
Ulda Campos Félix  
José Figueroa Ramírez**

**HN**

*Ho Nexus*  
EDITORIAL



# **DINÁMICA DE LOS METALES PESADOS EN AGUA, SUELO Y ESPECIES VEGETALES DE UN AGROECOSISTEMA**

© Italo Wile Alejos Patiño.

© Henry Briceño Yen.

© Ulda Campos Felix.

© José Figueroa Ramirez.

Editor de contenido: Sebastian A. Lozada Otálora

Diseño de cubierta: Ho Nexus

1ª edición digital, octubre 2025

Editado por:

© HO NEXUS E.I.R.L.

Dirección legal: Urb. Paseo del Mar Mz L4, Lt 33

Nuevo Chimbote, Santa, Ancash - Perú

Correo electrónico; ed.honexus@gmail.com

teléfono: 978 653 152

<https://books.honexus.org>

DOI: <https://doi.org/10.70504/978-612-99189-2-1>

Reservados todos los derechos de publicación en cualquier idioma; siendo su contenido protegido por la Ley vigente que establece penas de prisión y/o multas a quienes intencionadamente reprodujeran o plagiaren, en todo o en parte, una obra literaria, artística o científica.

Depósito Legal: 2025-11479

ISBN: 978-612-99189-2-1

Revisión por pares:

Este libro (o monografía) fue sometido a evaluación de pares mediante el sistema de doble ciego (doubleblinded review), garantizando la calidad, pertinencia, ética y rigor académico de la obra, conforme a los estándares internacionales de revisión científica y las políticas editoriales de Ho Nexus.

Publicación respaldada por Ho Nexus

bajo su sello editorial Ho Nexus



## **AGRADECIMIENTOS**

A la Universidad Nacional Hermilio Valdizán por la subvención económica recibida para el desarrollo de la investigación.

Al Laboratorio de Suelos, Aguas y Ecotoxicología de la Universidad Nacional Agraria de La Selva por la realización de los análisis de las propiedades del suelo.

A todos los estudiantes que colaboraron de manera voluntaria en las diversas actividades de la investigación.



## **RESUMEN GENERAL**

El libro aborda uno de los problemas más críticos de la actualidad: la contaminación por metales pesados en los ecosistemas agrícolas. Este fenómeno, que pone en riesgo la salud humana, la seguridad alimentaria y el equilibrio ambiental, tiene su origen en actividades humanas como la minería, la agricultura intensiva y la industrialización. Los autores realizan un análisis exhaustivo sobre la forma en que estos contaminantes se acumulan en el agua, el suelo y las plantas, con un énfasis particular en los agroecosistemas periurbanos del Perú, donde la interacción de estos factores es clave para comprender su dinámica.

El Centro de Investigación Frutícola y Olerícola (CIFO) de la Universidad Nacional Hermilio Valdizán es el principal escenario de este estudio. En este contexto, se evalúan las propiedades del suelo, el agua y diversas especies vegetales frente a los riesgos de contaminación. Mediante rigurosos métodos científicos y herramientas estadísticas, los autores logran establecer correlaciones significativas que contribuyen al entendimiento de la bioacumulación de metales pesados y su impacto en los sistemas agrícolas.

Más allá de su relevancia científica, esta obra destaca la necesidad de proponer estrategias eficaces para mitigar la contaminación. Métodos innovadores como la fitorremediación y la biorremediación se presentan como alternativas sostenibles que no solo abordan el problema, sino que también fomentan la recuperación ecológica y la sostenibilidad de la agricultura. Estas propuestas tienen una importancia global, trascendiendo el ámbito local del CIFO.

Este libro representa una valiosa contribución al conocimiento científico y práctico sobre la contaminación por metales pesados. Su enfoque interdisciplinario y la claridad de sus resultados lo convierten en una lectura esencial para investigadores, estudiantes y responsables de la toma de decisiones interesados en la preservación del medio ambiente y la sostenibilidad de los sistemas agrícolas en contextos vulnerables.



# INDICE GENERAL

Página

<b>AGRADECIMIENTOS.....</b>	<b>7</b>
<b>RESUMEN GENERAL.....</b>	<b>8</b>
<b>INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>12</b>

## CAPITULO I MARCO TEÓRICO

<b>1.1. Metales pesados .....</b>	<b>14</b>
1.1.1. Plomo (Pb).....	17
1.1.2. Cadmio (Cd).....	18
1.1.3. Cromo (Cr) .....	19
1.1.4. Arsénico (As) .....	19
1.1.5. Cobre (Cu) .....	20
1.1.6. Manganeseo (Mn) .....	21
1.1.7. Mercurio (Hg).....	22
1.1.8. Níquel (Ni).....	24
1.1.9. Zinc (Zn).....	24
<b>1.2. Marco legal de los metales pesados.....</b>	<b>25</b>
<b>1.3. Acumulación de metales pesados en el agua .....</b>	<b>27</b>
<b>1.4. Acumulación de metales pesados en el suelo .....</b>	<b>28</b>
<b>1.5. Bioacumulación de metales pesados en especies vegetales .....</b>	<b>30</b>
<b>1.6. Estrategias de mitigación en el entorno periurbano .....</b>	<b>33</b>

## **CAPITULO II**

### **MATERIALES Y MÉTODOS**

<b>2.1. Ubicación y descripción edafoclimática .....</b>	<b>37</b>
2.1.1. Análisis climático del CIFO .....	38
2.1.2. Análisis edáfico del CIFO .....	39
2.1.3. Composición de especies vegetales (EV) cultivados en el CIFO .....	41
<b>2.2. Plan de actividades.....</b>	<b>42</b>
2.2.1. Trabajo de campo.....	42
2.2.2. Trabajo de gabinete.....	45
2.2.3. Contraste con parámetros establecidos .....	48
<b>2.3. Análisis estadístico de datos .....</b>	<b>48</b>
2.3.1. Estadística descriptiva .....	48
2.3.2. Estadística inferencial.....	49

## **CAPITULO III**

### **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

<b>3.1. Metales pesados en el agua de riego .....</b>	<b>51</b>
<b>3.2. Propiedades físico-químicas de suelos agrícolas con metales pesados ...</b>	<b>55</b>
<b>3.3. Metales pesados en las especies vegetales (EV) .....</b>	<b>64</b>
<b>3.4. Riesgo de contaminación por metales pesados .....</b>	<b>68</b>
3.4.1. En los sistemas agua de riego y suelo agrícola.....	68
3.4.2. En especies vegetales del CIFO .....	69
<b>3.5. Modelos de regresión en el sistema: Agua-Suelo-EV.....</b>	<b>71</b>
<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>80</b>
<b>REFERENCIAS .....</b>	<b>82</b>

## INTRODUCCIÓN

La contaminación por metales pesados supone una seria amenaza tanto para la salud humana como para el medio ambiente, especialmente en zonas agrícolas. Actividades humanas como la agricultura intensiva, la minería y la industrialización han aumentado la presencia de metales tóxicos en suelos y aguas de riego, lo que impacta directamente en la seguridad alimentaria (Joshi et al., 2023; Tademe & Tilahun, 2024). Metales como el arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb) y cromo (Cr) son especialmente tóxicos y tienen la capacidad de acumularse tanto en el suelo como en los tejidos vegetales (Abd-Elnabi et al., 2023).

En este contexto, el estudio realizado en el Centro de Investigación Frutícola y Olerícola (CIFO) de la Universidad Nacional Hermilio Valdizán (UNHEVAL) en Huánuco, Perú, examina la presencia y bioacumulación de metales pesados en sistemas agrícolas (Alejos-Patiño et al.). Este centro alberga una gran variedad de cultivos, como palta, mango, durazno y café, que son irrigados mediante un sistema que utiliza agua de un canal compartido para fines domésticos y agrícolas en la región. Analizar la calidad del agua, suelo y plantas en esta área es fundamental para identificar posibles riesgos ambientales.

El propósito de este libro es estudiar la interacción entre el agua de riego, el suelo y las plantas en relación con la acumulación de metales pesados y sus efectos en los sistemas agrícolas. Utilizando métodos de muestreo y análisis estadístico, como la simulación de Monte Carlo y la correlación de Pearson, se evalúa el nivel de contaminación y se discuten los riesgos en función de los estándares de la FAO y MINAM (Das & Poarter, 2021; Xiao & Li, 2022). Con ello, se espera ofrecer información valiosa para mitigar estos contaminantes.

Metales pesados como el plomo y el cadmio pueden ingresar en el sistema planta-suelo-agua a través de fertilizantes, pesticidas y residuos industriales (Lara-Trejo & Gaytán-Oyarzún, 2024). Su bioacumulación en las plantas afecta su crecimiento, fotosíntesis y capacidad de absorción de nutrientes, lo cual compromete tanto la calidad como la seguridad de los productos agrícolas (Priya et al., 2023; Khan et al., 2023). Como

consecuencia, el consumo de alimentos contaminados con estos metales puede tener serias implicaciones para la salud humana, incluyendo problemas inmunológicos, cáncer y otras enfermedades crónicas (Bhatia et al., 2015).

Este libro ofrece una revisión exhaustiva de los hallazgos en el CIFO UNHEVAL y propone soluciones para gestionar y reducir la acumulación de metales pesados en suelos agrícolas. Con un enfoque en prácticas de fitorremediación y la mejora de sistemas de riego, se busca apoyar una producción agrícola sostenible y proteger la salud pública. Los resultados son relevantes no solo en el contexto peruano, sino también para otros sistemas agrícolas expuestos a condiciones de contaminación similares.



*Vista panorámica del suelo agrícola de un lote del agroecosistema*



*Vista panorámica cultivo asociado en el agroecosistema hortícola*

# CAPÍTULO I

## MARCO TEÓRICO

### 1.1. Metales pesados

Componentes naturales de la corteza terrestre, estos tienen un rol muy importante en las funciones bioquímicas y fisiológicas en los organismos, metales como el cobre, manganeso o zinc son imprescindibles para el mantenimiento de los sistemas bioquímicos de los seres vivos, en especial en los metabolismos en mamíferos (Ferré et al., 2007).

Los metales pesados son elementos con propiedades metálicas que incluyen metales de transición, semimetales, lantánidos y actínidos. La clasificación más general utiliza su densidad específica, donde se considera "metal pesado" a aquellos con densidad mayor a 5 g/cm<sup>3</sup>. Sin embargo, algunos autores consideran esta definición limitada, ya que la densidad no determina la toxicidad o reactividad del metal (Duffus, 2002).

Los metales pesados presentan una densidad relativamente alta, constituyen uno de los contaminantes más importantes en el medio ambiente debido a su elevada persistencia y toxicidad, a diferencia de muchos compuestos orgánicos sintéticos usados en la industria, de la medicina y agricultura (Montalvo et al., 2018). Entre los metales pesados potencialmente más tóxicos se encuentran níquel (Ni), plomo (Pb), antimonio (Sb), arsénico (As), cadmio (Cd), hierro (Fe), cobre (Cu), cromo (Cr), mercurio (Hg), selenio (Se), zinc (Zn), manganeso (Mn) y cobalto (Co) (Reyes et al., 2016).

Los metales no son degradables en absoluto, lo que significa que son prácticamente indestructibles en el medio (Masters y Ela 2008). A bajas concentraciones quedan adsorbidos como complejos de esfera interna (adsorción específica) quedando de esta manera fuertemente retenidos. A altas

concentraciones se produce además la adsorción por intercambio iónico, constituyendo ésta la fracción lábil, susceptible de movilizarse de nuevo al agua (Oyarzum et al. 2011).

En el ámbito de toxicología ambiental, el término "metal pesado" suele usarse para referirse a elementos potencialmente tóxicos, como mercurio (Hg), arsénico (As), plomo (Pb) y cromo (Cr). La toxicidad de estos metales puede manifestarse en tres mecanismos: la desnaturalización de proteínas mediante la unión con grupos sulfhidrilos en biomoléculas; el desplazamiento de cationes en enzimas vitales, como la ribulosa 1,5-bisfosfato carboxilasa (Rubisco); y la generación de especies reactivas de oxígeno (ERO), que causan daño celular (Schützendübel y Polle, 2002).

Cada metal pesado posee características únicas de toxicidad. Por ejemplo, el mercurio puede encontrarse en estado gaseoso, facilitando su transporte en la biósfera, mientras que el arsénico y el cromo presentan distintas toxicidades dependiendo de sus estados de oxidación. El arsénico (V) es menos móvil en suelos que el arsénico (III), lo cual afecta su disponibilidad biológica (Meharg y Zhao, 2012).

Estos aspectos subrayan la complejidad de los metales pesados en ambientes contaminados y destacan la necesidad de clasificarlos no solo por su densidad, sino también por su toxicidad y comportamiento químico en el ambiente, criterios que guían las estrategias de remediación en sitios contaminados (Alloway, 2013; Covarrubias y Peña, 2017).

### **Toxicidad**

Covarrubias y Peña (2017) indican los principales mecanismos de toxicidad a nivel molecular son:

1. Bloqueo de grupos funcionales esenciales en biomoléculas, debido a la alta afinidad de los cationes metálicos por los grupos sulfhidrilos de las proteínas, específicamente a los residuos de cisteína, lo que ocasiona su desnaturalización
2. El desplazamiento de centros catiónicos en enzimas importantes, como es el caso de la ribulosa 1-5 bisfosfato carboxilasa-oxigenasa (rubisco), la cual

tiene un centro catiónico de  $Mg^{2+}$  que puede ser desplazado en presencia de cationes divalentes como  $Co^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$  y  $Zn^{2+}$ . Dicho desplazamiento provoca que la mencionada enzima pierda su función.

3. Por la formación de especies reactivas de oxígeno (ERO) debido a la autooxidación de metales como  $Fe^{2+}$  o  $Cu^+$ , lo que resulta en la formación de  $H_2O_2$  y del radical OH vía reacción de Fenton. El radical OH es uno de los más reactivos que se conocen, por su capacidad de iniciar reacciones en cadena de radicales libres que ocasionan modificaciones y daño irreversible a compuestos celulares como carbohidratos, ácido desoxirribonucleico (ADN), proteínas y particularmente lípidos.

### **La agricultura como fuente potencial de contaminación de metales pesados**

Las principales fuentes de contaminación por metales pesados incluyen actividades industriales, la minería y la agricultura intensiva. Industrias como la metalúrgica, la producción de baterías y la galvanoplastia emiten grandes cantidades de plomo, cadmio y mercurio, altamente tóxicos. La fabricación de cemento y la quema de combustibles fósiles también generan compuestos que se acumulan en suelos y cuerpos de agua. Además, las aguas residuales de origen doméstico e industrial suelen contener concentraciones significativas de estos metales. En el sector agrícola, introduce metales pesados en el suelo, provocando una acumulación que, a largo plazo, afecta su calidad y los cultivos destinados al consumo.

El sector agrícola enfrenta diversas fuentes de contaminación, como fertilizantes, pesticidas, estiércol y aguas residuales, las cuales, junto a actividades industriales, incrementan los metales pesados en suelos agrícolas y plantas, sobre todo cerca de fábricas de cemento y galvanoplastia. Estos metales se acumulan en el suelo y son absorbidos por las raíces, integrándose en la cadena alimentaria. Además, el uso masivo de pesticidas, cerca de 2 millones de toneladas anuales, de las cuales el 47,5% corresponde a herbicidas, amenaza a especies no objetivo. Fertilizantes fosfatados, biofertilizantes y fungicidas a base de cobre elevan la toxicidad del suelo, reducen su productividad y agravan la contaminación del agua a través de la escorrentía (Angon et al., 2024).

### **1.1.1. Plomo (Pb)**

El plomo (Pb) es un metal pesado no esencial, altamente tóxico, cuyos efectos conocidos sobre los sistemas biológicos son siempre nocivos. La concentración media en la corteza terrestre es de 0,016 g de Pb/kg de suelo, lo que lo convierte en un metal relativamente raro. Pequeñas cantidades de plomo se liberan al medio ambiente por procesos naturales, incluida la erosión de las rocas, la actividad ígnea y la desintegración radiactiva. Las emisiones antropogénicas de plomo actuales han dado lugar a concentraciones de plomo en el suelo y el agua hasta varios órdenes de magnitud superiores a las concentraciones naturales (Pattee & Pain, 2002). En los últimos años se ha producido un vertiginoso acrecentamiento del nivel de plomo en la naturaleza, producto de las actividades industriales, como la fundición, la minería, la fabricación de pinturas, la combustión de gasolina y el reciclaje de baterías ácidas (Cala & Kunimine, 2003).

El plomo se encuentra como mineral en muchas zonas del mundo. El más abundante es la galena (sulfuro de plomo) y constituye la fuente principal de producción comercial de este metal. Otros minerales de plomo son la cerusita (carbonato), la anglesita (sulfato), la corcoita (cromato), la wulfenita (molibdato), la piromorfita (fosfato), la mutlockita (cloruro) y la vanadinita (vanadato) (Nordberg & Sunderman, 2012).

El Pb al ser un catión divalente, se une de manera estrecha a los grupos sulfhidrilos de las proteínas ocasionando su desnaturalización. La exposición a dosis elevadas de este elemento puede ocasionar una serie de efectos adversos a la salud, que incluyen daño cerebral severo e incluso la muerte. En mujeres embarazadas puede provocar aborto, mientras que en hombres altera la espermatogénesis (Covarrubias y Peña, 2017). Tiene una densidad de  $11,34 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  a  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  y su masa atómica es de  $207,19 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ . Su proporción en la corteza terrestre es de aproximadamente de  $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , cuya cantidad total se estima en  $3,8 \cdot 10^{14}$  toneladas (Hierro et al., 2017)

Metal pesado altamente contaminante en el suelo, debido a actividades humanas como la minería y el uso de combustibles fósiles. No es biodegradable y puede permanecer en el suelo por cientos de años, acumulándose en la capa superficial. Este metal es tóxico para los organismos vivos incluso en bajas

concentraciones, interfiriendo en el crecimiento de las plantas al afectar sus raíces y provocar disfunciones fisiológicas. Las plantas pueden desarrollar mecanismos de tolerancia, como la secreción de exudados que reducen la absorción de plomo o su acumulación en vacuolas para evitar toxicidad (Fahr et al., 2013).

La eliminación de la mayoría de las emisiones de plomo en automóviles, la tierra alrededor de las carreteras todavía está sumamente contaminada y puede pasar al aire cuando se remueva. También puede encontrarse dentro de los hogares donde puede terminar concentrado en las alfombras listo para llegar al aire una vez más. Limpiarse los pies en un felpudo es una manera fácil y efectiva de ayudar a reducir este peligro (Masters y Ela 2008).

Hernández et al. (2014) destacan que el drenaje ácido de minas y el material de desmonte en minería a cielo abierto movilizan plomo en el suelo, aumentando su toxicidad y afectando el entorno. Vázquez et al. (2019) señalan que factores como pH, materia orgánica y tipo de suelo influyen en la biodisponibilidad del plomo, afectando la microflora y la producción agrícola

### **1.1.2. Cadmio (Cd).**

El cadmio, un elemento no esencial y escaso en la corteza terrestre, puede ser tóxico para todos los organismos vivos incluso en bajas concentraciones. Su presencia en el ambiente ha aumentado notablemente desde finales del siglo XX debido al incremento de la actividad industrial, afectando progresivamente diversos ecosistemas. Entre las principales fuentes de contaminación por cadmio están las emisiones atmosféricas, el uso de fertilizantes fosfatados, la mayor causa en suelos agrícolas, y los fangos de aguas residuales empleados en la agricultura (Rodríguez et al., 2008).

Las propiedades químicas y físicas del cadmio (Cd) son muy similares a las del zinc, y con frecuencia coexiste con este metal en la naturaleza. En los minerales y las menas, la proporción de cadmio y zinc suele oscilar entre 1:100 a 1:1.000. El cadmio es muy resistente a la corrosión y se utiliza para su electrodeposición en otros metales, especialmente el acero y el hierro (Nordberg & Sunderman, 2012). Tiene una densidad de 8,65 g/cm<sup>3</sup> a 20 °C y su peso atómico es de 112,40 g·mol<sup>-1</sup>. Este metal pesado tiene propiedades similares al zinc y, por tanto, generalmente

coexiste con este metal en la naturaleza. También, se puede encontrar en los minerales y menas en una proporción 1:100 (Hierro et al., 2017).

### **1.1.3. Cromo (Cr)**

El cromo pertenece al grupo VI-B de la tabla periódica y su número atómico es 24, su peso atómico es 52,0, su gravedad específica es 7,2 a 20 °C y su punto de fusión es 1857 °C. El cromo existe en cuatro isótopos estables diferentes de diversa abundancia ( $^{50}\text{Cr}$ ,  $^{52}\text{Cr}$ ,  $^{53}\text{Cr}$  y  $^{54}\text{Cr}$ ) y en varios estados de oxidación, que van desde -2 a +6, solo el trivalente (Cr(III)) y el hexavalente (Cr(VI)) son predominantes en la tabla periódica. el cromo (III) influye en el metabolismo de azúcar y lípidos en los seres humanos (50–200  $\mu\text{g}/\text{día}$ ). por otro lado, el cromo (VI) es altamente tóxico, teratogénico y mutagénico, siendo una gran amenaza para los seres humanos, es fundamental limpiar este contaminante del suelo y el agua (Choppala et al., 2013).

Los compuestos de cromo (Cr) se adhieren fácilmente a los suelos y no fluyen fácilmente con el agua. por lo tanto, se encuentra principalmente en los sedimentos del agua. este metal se utiliza en las industrias de galvanoplastia, cemento, papel, conservación de madera, pintura y caucho. El Cr con estado de oxidación (+III) es un elemento esencial, mientras que con estado de oxidación (+VI), es tóxico por naturaleza. El Cr puede causar erupciones cutáneas, reacciones alérgicas, daños en la función renal y hepática y problemas respiratorios (Das & Poater, 2021).

El consumo de agua con altos niveles de Cr (VI) puede causar problemas intestinales, así como trastornos gástricos y hepáticos. Además, el Cr (VI) es reconocido por ser genotóxico y citotóxico para bacterias y organismos eucariotas. En contraste, el Cr (III) es considerablemente menos tóxico, ya que tiende a precipitarse en condiciones de pH neutro (Covarrubias y Peña-Cabriales, 2017).

### **1.1.4. Arsénico (As)**

El arsénico se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza y principalmente en los minerales sulfurosos. La arsenopirita ( $\text{FeAsS}$ ) es la forma más abundante (Nordberg & Sunderman, 2012). El arsénico ha sido clasificado químicamente como un metaloide, con propiedades tanto de metal como de elemento no metálico; sin embargo, se le refiere frecuentemente como un metal. La

concentración de arsénico en el suelo suele variar de 1 a 40 ppm, con un promedio de 3 a 4 ppm. No obstante, en suelos cercanos a depósitos naturales de arsénico, zonas mineras, fundiciones o áreas agrícolas que usaron plaguicidas arsenicales, los niveles pueden ser significativamente mayores (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades [ATDSR], 2007)

El arsénico elemental se utiliza en aleaciones con el fin de aumentar su dureza y resistencia al calor, como en las aleaciones con plomo para la fabricación de municiones y de baterías de polarización. También se utiliza para la fabricación de ciertos tipos de vidrio, como componente de dispositivos eléctricos y como agente de adulteración en los productos de germanio y silicio en estado sólido (Nordberg & Sunderman, 2012).

El arsénico está asociado con minerales que se minan para extraer metales, como por ejemplo cobre y plomo, y puede entrar al ambiente cuando se extraen o funden estos minerales (ATDSR, 2007). Principalmente se encuentra como As (III) (arsenitos) en aguas profundas y As (V) (arseniatos) en aguas superficiales ya que hay mayor concentración de oxígeno (más tóxico); este metal, se considera sustancia cancerígena pudiendo ocasionar cáncer de piel y aumento del riesgo de desarrollar cáncer de hígado, vejiga y pulmones (Hernández et al., 2014).

La concentración de arsénico en agua de superficie o subterránea es aproximadamente 1 parte de arsénico por billón de partes de agua (1 ppb), pero puede exceder 1,000 ppb en áreas de minería o donde los niveles de arsénico en el suelo son naturalmente elevados. Generalmente, el agua subterránea contiene niveles de arsénico más altos que el agua de superficie. Estudios del agua potable en Estados Unidos indican que cerca del 80% de los suministros de agua tienen menos de 2 ppb de arsénico, pero 2% de los suministros exceden 20 ppb. Los niveles de arsénico en los alimentos varían entre 20 y 140 ppb. (ATDSR, 2024)

#### **1.1.5. Cobre (Cu)**

El Cu es un micronutriente importante, esencial y necesario para las plantas. Además, es un elemento significativo en el suelo. La toxicidad por Cu es un tipo de envenenamiento que causa un defecto en cualquier sistema en el que se encuentren niveles superiores a los supraóptimos. En el suelo agrícola, la

disponibilidad de Cu suele verse afectada por varios factores, como el pH del suelo, ya que su disponibilidad suele ser mayor en suelos ácidos que en alcalinos y materia orgánica. La alta tasa de acumulación de Cu en el suelo se debe a menudo al uso de fungicidas a base de Cu o a otras actividades agrícolas. Naturalmente, el rango de concentración de Cu en el suelo agrícola está entre 5 y 30 mg/kg, pero este nivel depende de la condición y la ubicación del suelo (Alengebawy, 2021).

El cobre, a pesar de ser un elemento esencial para las plantas, puede volverse fitotóxico bajo condiciones ambientales adversas. Es común encontrarlo junto al arsénico (As) en áreas contaminadas, como zonas mineras y fundiciones, representando una seria amenaza ecológica. A diferencia del As, que se presenta como oxianiones, el Cu es un catión ( $\text{Cu}^{2+}$ ) con alta afinidad por la materia orgánica presente en el suelo. Su capacidad de adsorción aumenta con el pH, reduciendo así su biodisponibilidad en suelos alcalinos debido a la fuerte asociación con la materia orgánica. Esto sugiere que el comportamiento del cobre está influenciado tanto por el pH como por la presencia de materia orgánica (Kader et al., 2018).

Tom-Petersen et al (2004) indican que los niveles elevados de cobre en suelos agrícolas europeos provienen del uso de compuestos de cobre para controlar enfermedades de plantas y del uso de estiércol o lodos de depuradora. Esta acumulación de cobre puede aumentar la toxicidad, afectando a los cultivos y microorganismos beneficiosos del suelo. Además, destaca que el contenido total de cobre medido químicamente no siempre correlaciona con la toxicidad real, ya que la biodisponibilidad del cobre depende de factores como el pH del suelo, el contenido de materia orgánica y las condiciones de humedad. Además, el cobre puede unirse a diferentes compuestos en el suelo, lo que afecta su disponibilidad y toxicidad para los microorganismos.

#### **1.1.6. Manganeso (Mn)**

El manganeso es uno de los elementos más abundantes de la corteza terrestre. Se encuentra en la tierra, los sedimentos, las rocas, el agua y los productos biológicos. Al menos un centenar de minerales contienen manganeso. Entre los minerales que contienen manganeso, los óxidos, carbonatos y silicatos son las formas más importantes (Nordberg & Sunderman, 2012).

El manganeso en forma de Mn (II) puede oxidarse a MnO<sub>2</sub> mediante procesos fotocatalíticos naturales, especialmente en presencia de partículas semiconductoras como TiO<sub>2</sub>, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> o ZnO. La reducción directa a Mn (0) es poco probable debido a su alto potencial de reducción negativo (-1,026 V). En cambio, la oxidación con TiO<sub>2</sub> produce óxidos poco solubles en agua, con una mayor velocidad de oxidación en un pH entre 3 y 7. En aguas, el manganeso suele presentarse como Mn<sup>2+</sup>, que en condiciones oxidantes pasa a Mn<sup>4+</sup>, precipitando como MnO<sub>2</sub>. Su forma predominante depende de pH, potencial redox y temperatura (Hernández et al., 2014).

La extracción, el procesamiento y la eliminación de mineral de Mn y productos pueden tener efectos ambientales negativos, como la degradación del suelo, la contaminación del aire y del agua, incluida la contaminación del sistema ecológico por Mn debido a la formación de patios de almacenamiento de rocas a partir de la producción de rocas de desecho durante la minería continua en el área de mineral de Mn, con lixiviado que contiene Mn migrando al suelo, la superficie y el agua subterránea en el área minera a través de la lixiviación y la infiltración de las lluvias (Khoshru et al., 2023).

Existe evidencias de que la exposición al manganeso está relacionada con problemas neurológicos, cognitivos y de comportamiento en niños; y que a elevadas concentraciones se relaciona con incrementos en los niveles de irritabilidad, agresiones, hiperactividad y comportamientos antisociales y efectos neuroconductuales, lo cual ha sido estudiado en niños de 6 a 13 años. Asimismo, el acumulación de manganeso en el cerebro puede inducir una forma atípica de Parkinsonismo (Hernández et al., 2017).

#### **1.1.7. Mercurio (Hg)**

El mercurio conocido como "plata líquida" por su aspecto blanco plateado, es un metal natural que permanece líquido a temperatura ambiente. Con una alta tensión superficial, forma gotas esféricas al liberarse, pero su presión de vapor hace que se evapore fácilmente, lo que genera riesgos de inhalación en espacios cerrados. Naturalmente, el mercurio se encuentra en la corteza terrestre en concentraciones promedio de 100 partes por mil millones (ppm) en suelos no

contaminados y hasta 20 000 ppm en ciertas rocas. Sin embargo, actividades humanas como la minería liberan grandes cantidades al ambiente, incrementando su presencia (Weinberg, 2010; Bell et al., 2014).

El mercurio aparece en la naturaleza junto a otros elementos como el azufre, formando minerales como el cinabrio, que contiene un 85% de mercurio. Puede liberarse al ambiente de forma natural (incendios forestales, erupciones volcánicas) y por actividades humanas (industria y minería). Este metal ha sido empleado en la industria cloro-álcali, la producción de vinilo, y en dispositivos de medición como termómetros. También es emitido accidentalmente durante procesos de fundición y la quema de carbón. Al liberarse, el mercurio es persistente, se dispersa fácilmente, bioacumula en organismos vivos y magnifica su concentración en la cadena trófica, afectando gravemente la salud humana (Santana et al., 2014).

Existen tres formas de mercurio preocupantes: el mercurio gaseoso ( $\text{Hg}_{\text{gas}}$ ), el mercurio oxidado ( $\text{Hg}^{2+}$ ) y el metilmercurio ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ), siendo este último especialmente tóxico. El ión  $\text{Hg}^{2+}$  puede combinarse con azufre en el suelo, formando cinabrio o metacinabrio debido a actividad biológica, o unirse a grupos metil, originando metilmercurio, que aumenta significativamente su toxicidad. La contaminación por mercurio requiere su presencia en agua en forma de  $\text{Hg}^{2+}$  o metilmercurio, ambos en estado catiónico, que es cuando representa un mayor riesgo ambiental y para la salud. (Oyarzum et al. 2011).

La contaminación por mercurio no solo afecta al suelo, sino que también se manifiesta en cuerpos de agua debido a descargas humanas. En estos entornos, el mercurio puede acumularse a través de la cadena alimenticia, tomando la forma de metilmercurio, una sustancia altamente tóxica para los seres humanos, especialmente para los fetos durante el embarazo. La forma más peligrosa es el metilmercurio  $[\text{CH}_3\text{Hg}]^+$ , que se absorbe en un 90 %, a diferencia del cloruro de mercurio ( $\text{HgCl}_2$ ), cuya absorción es de apenas un 2 %. Entre los daños a la salud se incluyen problemas en varios órganos, principalmente en el cerebro y los riñones, además de trastornos en el sistema nervioso (Corvarrubias y Peña-Cabriales, 2017).

En el medio ambiente acuático, el mercurio elemental probablemente quedará unido al sedimento y luego será transportado por las corrientes fluviales. Una parte

del mercurio permanece disuelto en la columna de agua y afecta las cadenas tróficas. Los microorganismos presentes allí de manera natural pueden transformar el Hg en metilmercurio un compuesto organometálico que es más tóxico a dosis bajas que el mercurio en estado puro (Weinberg, 2010).

#### **1.1.8. Níquel (Ni)**

Es uno de los contaminantes presentes en las descargas de distintas industrias tales como la minera, la de fundición, refinación de elementos metálicos y distintos tipos de industrias que utilizan el níquel como principal materia. Es causante de la contaminación en suelos y plantas cuando está presente en las aguas residuales utilizadas para riego (Díaz-Aguilar et al., 2001)

Considerando estos factores, la contaminación de níquel en el suelo se da principalmente por fuentes naturales, por lo tanto, la actividad humana no es tan significativa como se ve con algunos otros contaminantes y especialmente es por prácticas como la minería, la fundición de metales, la quema de carbón y petróleo, aguas residuales, fertilizantes y pesticidas (García-Carrillo et al., 2018).

#### **1.1.9. Zinc (Zn)**

El zinc es un metal brillante, moderadamente duro, de color blanco azulado, pero su superficie se oscurece rápidamente conforme se oxida en el aire. Cristaliza en un sistema de empaquetamiento hexagonal compacto. Siglos antes de ser descubierto en su forma metálica, sus minerales se empleaban para la fabricación de latón (una aleación de cobre y zinc) y sus compuestos para el tratamiento de heridas y ojos irritados. Dos compuestos de zinc muy utilizados actualmente son el óxido de zinc (ZnO), usado en la formulación de pinturas y como antiséptico, y el sulfato de zinc (ZnSO<sub>4</sub>), empleado como fuente de zinc en la producción de fertilizantes y en la formulación de desinfectantes (Piedra-Marín, 2019).

Se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza y constituye aproximadamente un 0,02 % de la corteza terrestre. Adopta la forma de sulfuro (esfalerita), carbonato, óxido o silicato (calamina) de zinc, combinado con muchos minerales. Casi siempre aparece acompañado de galena, el sulfuro de plomo, y ocasionalmente se encuentra asociado con minerales que contienen cobre u otros sulfuros metálicos básicos (Nordberg & Sunderman, 2012).

El peligro de la toxicidad del Zn se manifiesta en su efecto adverso sobre los microorganismos del suelo que contribuyen a mejorar la fertilidad y la estructura del suelo. La toxicidad del Zn tiene una relación notable con los sitios activos de las enzimas del suelo, reemplazando ciertos cationes que son cruciales para el rendimiento celular. Además, la deficiencia de Zn afecta las características del suelo, como el pH, el contenido de materia orgánica, el contenido de bicarbonato e impide el papel del Mg y el Fe en el suelo (Alengebawy et al., 2021).

## **1.2. Marco legal de los metales pesados**

Las directrices para la evaluación de tierras destinadas a la agricultura de regadío establecen límites específicos de contaminantes para proteger tanto el suelo como el agua. Este marco considera la capacidad de carga de los suelos y busca mantener la calidad del agua utilizada en el riego, reduciendo la acumulación de elementos tóxicos que podrían dañar los cultivos y el ecosistema. La normativa enfatiza la importancia de monitorear constantemente las concentraciones de metales pesados y otros contaminantes para asegurar que no se superen los niveles seguros, preservando así la productividad agrícola y la salud ambiental (FAO, 1985).

Los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo (DS N° 011-2017-MINAM), agua (DS N° 004-2017-MINAM) y aire (DS N° 003-2017-MINAM), promulgados por el Ministerio del Ambiente del Perú en 2017, establecen parámetros específicos para proteger estos recursos frente a la contaminación. Estos estándares buscan limitar las concentraciones de metales pesados y otros contaminantes en el suelo y agua, con el fin de evitar impactos negativos en la salud humana, los ecosistemas y la actividad agrícola. Al definir límites máximos permisibles para diversas sustancias, la normativa pretende salvaguardar la calidad ambiental y promover prácticas sostenibles en el uso de los recursos naturales (MINAM, 2017).

**Tabla 1.**

*Estándares de Calidad Ambiental para suelo y agua en sus diferentes usos.*

Recurso	Uso	As	Cd	Cu	Cr VI	Hg	Mn	Pb	Zn
Suelo (mg/kg)	Agrícola	50	1,4	-	0,4	6,6	-	70	-
	Parques	50	10	-	0,4	6,6	-	140	-
	Extractivo	140	20	-	1,4	24	-	800	-
Agua (mg/L)	Riego	0,1	0,01	0,2	0,1*	0,001	0,2	0,05	2
	Pecuario	0,2	0,05	0,5	1*	0,01	0,2	0,05	24

*Nota: (\*) referido a la concentración del cromo total*

Según Galagarza et al (2021) en Perú, los límites máximos permitidos de metales pesados en plantas y alimentos están regulados por el Servicio Nacional de Sanidad Agraria (SENASA) y el Ministerio del Ambiente (MINAM). Estos límites siguen estándares internacionales como el Codex Alimentarius y se han adaptado a la realidad del país que restringen la presencia de metales pesados como arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb) y mercurio (Hg) en frutas, verduras y granos, tal como se muestra en la Tabla 2.

**Tabla 2.**

*Límites máximos de contaminantes en vegetales, frutos y granos*

Metales	Vegetales (mg/kg)	Frutos (mg/kg)	Granos (mg/kg)
As	0,1	--	0,2
Cd	0,1	0,2	0,1 en cereales
	0,2 en hojas verdes		0,2 en arroz y trigo
Cu	30	30	30
Pb	0,1	0,1	0,2
	0,2 en legumbres		
	0,3 en hojas verdes		
Mn	5	5	5
Zn	100	100	100
Hg	0,02	0,02	0,02

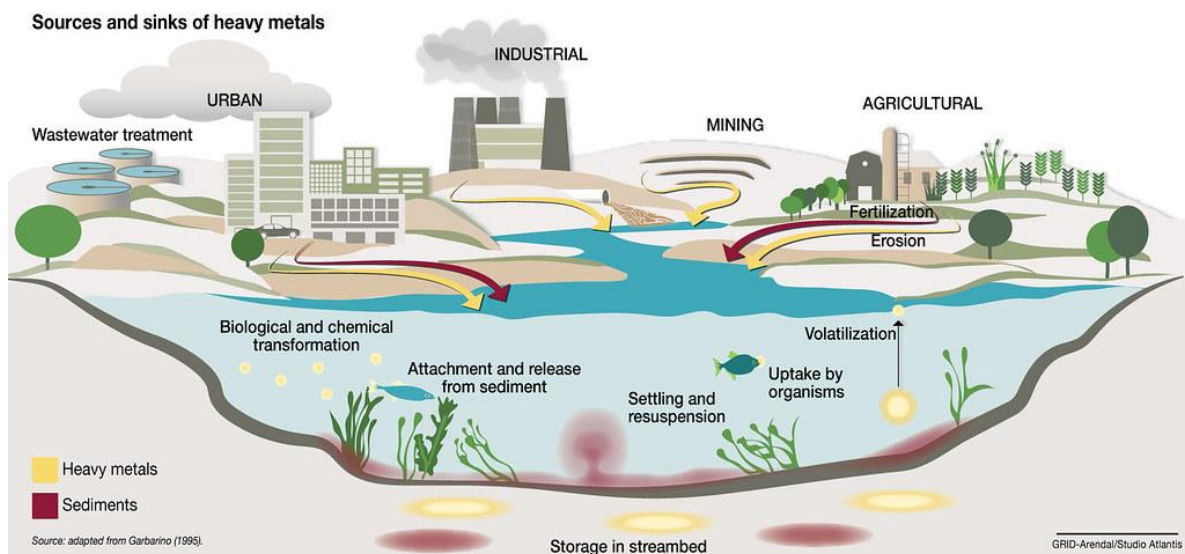
### 1.3. Acumulación de metales pesados en el agua

El agua de retorno agrícola contiene pesticidas, fertilizantes y sales; el retorno municipal arrastra desechos humanos, farmacéuticos y detergentes; las centrales eléctricas descargan aguas que están a temperaturas elevadas; y la industria contribuye en un amplio rango de contaminantes químicos y de residuos orgánicos. También entran al agua de fuentes naturales y por causas humanas por vías no acuáticas (Masters y Ela 2008).

En la Figura 1, se observa la acumulación de metales pesados en cuerpos de agua es un proceso complejo influenciado por actividades urbanas, industriales, mineras y agrícolas. Los metales pesados ingresan al sistema acuático a través de efluentes de tratamiento de aguas residuales, escorrentía agrícola con fertilizantes y erosión del suelo. Una vez en el agua, estos contaminantes se asientan en los sedimentos, donde pueden transformarse biológicamente o liberarse nuevamente al agua. Además, los metales pueden ser absorbidos por organismos acuáticos, acumulándose en la cadena trófica y afectando el ecosistema. Finalmente, estos sedimentos contaminados se convierten en reservorios de metales pesados en el lecho del río (Silicon Craft, 2021).

**Figura 1.**

*Proceso de contaminación y sedimentación de los metales pesados en el agua.*



*Nota: actividades humanas que conllevan a la contaminación de metales pesados (GRID-ARENDA/STUDIO ATLANTIS).*

El riego con aguas residuales durante mucho tiempo conduce a cambios en el suelo debido a la deposición de elementos tóxicos. Existe una gran cantidad de informes que muestran que el uso de aguas residuales para riego es una preocupación importante por la presencia de elementos tóxicos. El riego permanente con aguas residuales para tierras agrícolas condujo a la contaminación de los alimentos (Alnuwaiser, 2022).

Chowdhury et al. (2016) señalan que la contaminación del agua potable por metales pesados representa un grave riesgo para la salud humana, especialmente en países en desarrollo. Los metales como arsénico, plomo, cadmio y mercurio pueden provenir de fuentes naturales, industriales y agrícolas, incluyendo efluentes no tratados y la corrosión de tuberías. Estos contaminantes tienden a bioacumularse, afectando órganos vitales y provocando enfermedades crónicas como cáncer y daños renales. Las tecnologías actuales para eliminar estos metales, aunque efectivas, son costosas y de difícil implementación en contextos de bajos recursos, lo que demanda soluciones accesibles y efectivas.

#### **1.4. Acumulación de metales pesados en el suelo**

En los suelos se pueden encontrar diferentes metales, formando parte de los minerales propios; como son silicio (Si), aluminio (Al), hierro (Fe), calcio (Ca), sodio (Na), potasio (K), magnesio (Mg). También puede encontrarse manganeso (Mn), que generalmente se presenta en el suelo como óxido y/o hidróxido, formando concreciones junto con otros elementos metálicos. Algunos de estos metales son esenciales en la nutrición de las plantas, así son requeridos algunos de ellos como el Mn, imprescindible en el fotosistema y activación de algunas enzimas (Mahler, 2003).

La acumulación de metales pesados en suelos agrícolas es preocupante, ya que una vez presentes, su eliminación resulta casi imposible. Estos metales, al no ser biodegradables, pueden alcanzar niveles tóxicos, inutilizando los terrenos para el cultivo y poniendo en riesgo la seguridad alimentaria. Además, los productos de suelos regados con aguas residuales, muchas veces contaminadas con metales pesados como el arsénico, requieren análisis exhaustivos de calidad. Se estima que ciertos metales, como el plomo y el cobre, pueden permanecer en el suelo

entre 15 y 1100 años, prolongando así los efectos de la contaminación aún después de detenida la fuente de exposición (Andrade-Linarex et al., 2020).

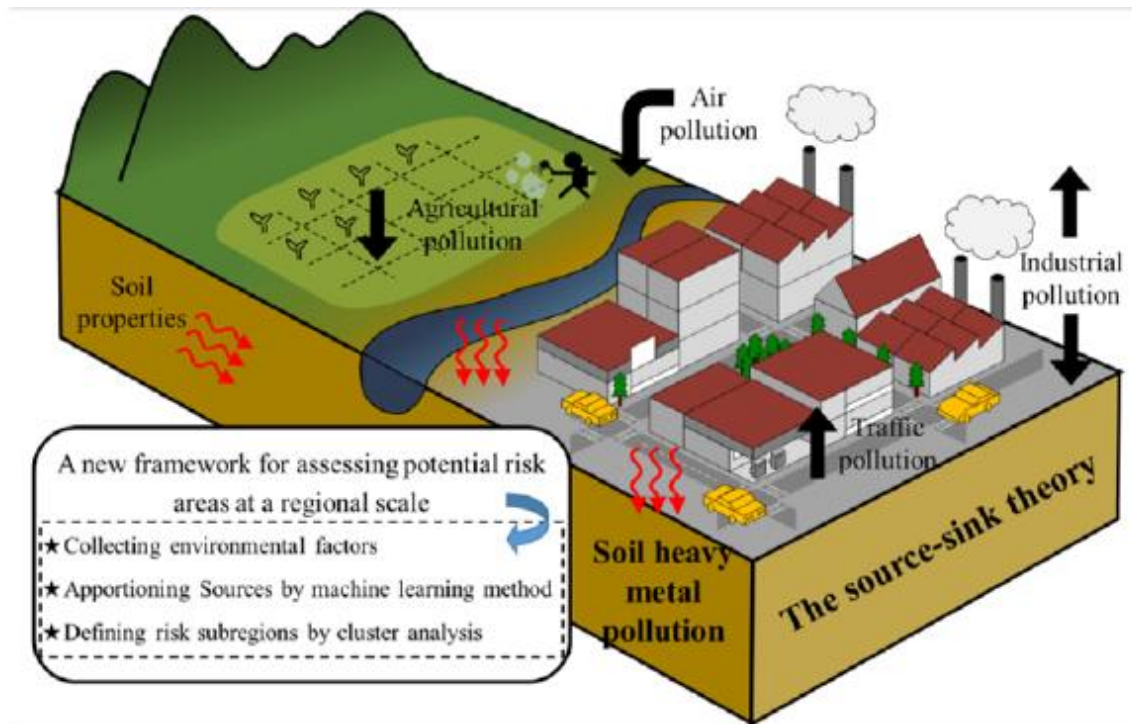
La presencia de metales pesados y su acumulación en suelos agrícolas constituye un riesgo para la vida de los organismos y la salud humana (Gjoka et al., 2010). Algunos metales (Co, Cr, Cu, Mn y Zn) en bajas concentraciones son importantes para funciones metabólicas en los humanos (Barraza et al., 2018). Sin embargo, otros metales no tienen efectos beneficiosos en la salud humana, como el arsénico, cromo y cadmio que son considerados como elementos cancerígenos (Kim et al., 2015; Barraza et al., 2018) y el mercurio puede generar ataxia en adultos y déficit de lenguaje, atención y desempeño visuoespacial en niños (Tshala-Katumbay et al., 2015).

La contaminación por metales tóxicos tiene un impacto negativo significativo en la calidad del suelo, afectando de manera directa la capacidad productiva de las plantas. La acumulación de metales pesados en el suelo altera de forma considerable sus propiedades físicas, químicas y biológicas, lo que desencadena una serie de cambios perjudiciales en las plantas. Estos efectos incluyen alteraciones fisiológicas, como la inhibición de procesos vitales, así como cambios químicos en el metabolismo y desequilibrios en la biota del suelo. En consecuencia, el crecimiento de las plantas se ve limitado, reduciendo tanto su desarrollo general como el rendimiento final de los cultivos (Alnuwaiser, 2022).

La teoría fuente-sumidero propuesta por Jia et al. (2023) ayuda a identificar áreas clave en suelos contaminados (Figura 2). Las "fuentes" corresponden a las actividades humanas que aportan contaminantes, mientras que los "sumideros" son propiedades del suelo que retienen o inmovilizan metales pesados. Por ejemplo, suelos ricos en materia orgánica actúan como sumideros, reduciendo la movilidad de los metales. Esta teoría permite una evaluación precisa del riesgo de contaminación y facilita estrategias de manejo específicas. Además, al combinarla con herramientas de análisis espacial, se puede anticipar áreas vulnerables y aplicar medidas efectivas de control y remediación.

Figura 2.

Fuentes y sumideros de la contaminación del suelo por metales pesados



Nota: Teoría fuente-sumidero propuesta por Jia et al. (2023)

### 1.5. Bioacumulación de metales pesados en especies vegetales

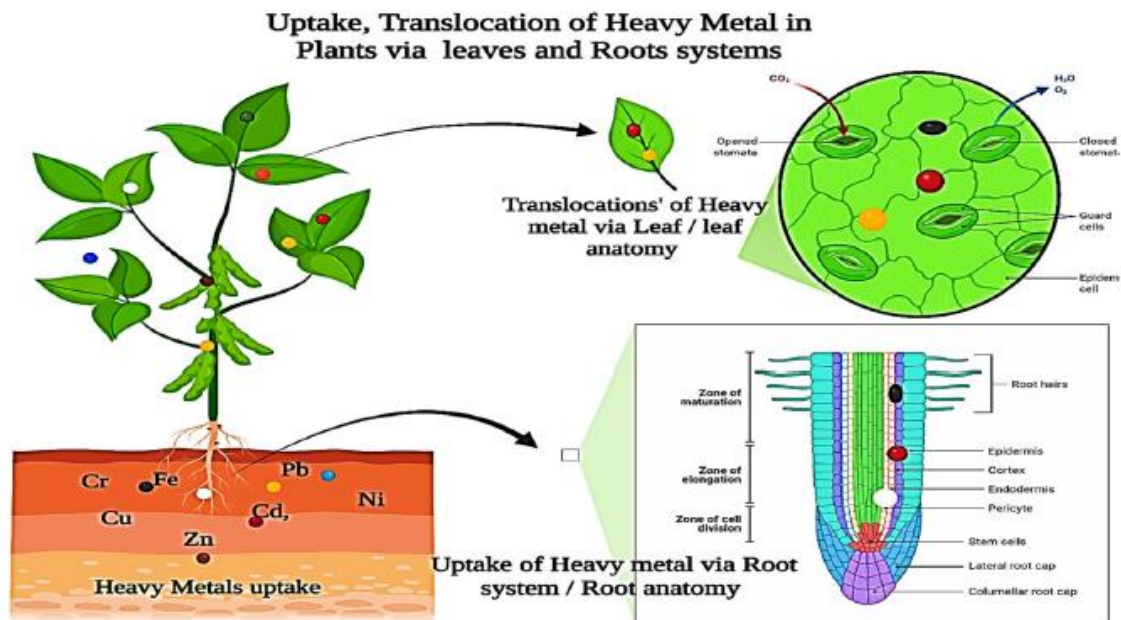
Las hortalizas pueden contener altas concentraciones de MP absorbiéndolos de suelos contaminados y mediante la deposición atmosférica de partículas de diferentes fuentes. En general, (Figura 3), las plantas absorben estos MP primero a nivel de las raíces y luego se desplazan a distintas partes de estas a través de varias vías. Algunos MP son tóxicos para las plantas en concentraciones muy bajas, mientras que otros pueden acumularse en los tejidos de las plantas a niveles relativamente altos sin síntomas visibles o reducción del rendimiento. El exceso de MP provoca una reducción del crecimiento debido a la alteración de las actividades fisiológicas, bioquímicas y metabólicas en las plantas (Anaya-Raymundo et al., 2022).

Alsafran et al. (2022) explican que metales pesados como cadmio, plomo, mercurio y arsénico son tóxicos para las plantas, afectando procesos fisiológicos esenciales y provocando estrés oxidativo. (Figura 3), Estos metales aumentan las especies reactivas de oxígeno (ROS), dañando membranas, proteínas y ácidos

nucleicos. La absorción radicular depende de factores como pH del suelo y materia orgánica; los metales son transportados a tejidos aéreos vía xilema, afectando la fotosíntesis y el crecimiento. Además, la deposición atmosférica puede llevar a la absorción por estomas, intensificando el daño celular. Esto resulta en menor rendimiento agrícola y aumenta el riesgo de metales en la cadena alimentaria, complicando la fitorremediación

**Figura 3.**

*Diagrama cómo las plantas absorben, transportan y almacenan metales pesados*



*Nota: Traslocación metales pesados por las raíces y hojas Alsafran et al. (2022)*

Las especies reactivas de oxígeno (ROS) en plantas son moléculas de oxígeno altamente reactivas generadas durante procesos metabólicos normales como la fotosíntesis y la respiración. Inicialmente, las ROS se consideraron subproductos tóxicos debido a su capacidad para dañar proteínas, lípidos y ácidos nucleicos. Sin embargo, investigaciones recientes han demostrado que estas especies juegan un papel fundamental como moléculas señalizadoras en diversos procesos fisiológicos, como la proliferación celular, la germinación de semillas, el crecimiento de pelos radiculares y la senescencia (Singh et al., 2016).

En condiciones normales, la producción de ROS ocurre principalmente en cloroplastos, mitocondrias y peroxisomas. Estas organelas son las fuentes primarias debido al transporte de electrones que genera radicales libres. No

obstante, durante situaciones de estrés, como sequía, alta salinidad o exposición a metales pesados, la producción de ROS se incrementa significativamente, llevando a un desequilibrio oxidativo. Este exceso puede provocar daño oxidativo celular, afectando la integridad de membranas y estructuras celulares críticas (Mansoor et al., 2022).

A pesar del potencial daño que pueden causar, las ROS son esenciales para la señalización celular en plantas. Actúan como mensajeros que regulan respuestas a estímulos ambientales y biológicos. Por ejemplo, durante el ataque de patógenos, se observa un "estallido oxidativo" donde hay una rápida producción de ROS en la zona de infección, lo que activa respuestas de defensa como la muerte celular programada para limitar la propagación del patógeno (Das & Roychoudhury, 2014).

Cuando las plantas están expuestas a metales pesados como el cadmio, el cobre o el plomo, se genera un estrés oxidativo significativo debido a la sobreproducción de especies reactivas de oxígeno (ROS). Estas ROS desempeñan un papel crucial como moléculas señalizadoras en la respuesta de las plantas al estrés por metales pesados, activando múltiples vías de señalización:

1. **Activación de vías de señalización y producción de ROS:** La exposición a metales pesados induce la producción de ROS en organelas como cloroplastos, mitocondrias y peroxisomas. La generación de ROS se da principalmente a través de la actividad de las oxidasas y del ciclo del ácido tricarboxílico (TCA), resultando en la acumulación de peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ) y superóxido ( $O_2^-$ ). Estas ROS actúan como señales que desencadenan la activación de vías de transducción de señales, incluyendo las cascadas de proteínas quinasas activadas por mitógenos (MAPK), las cuales están involucradas en la respuesta al estrés oxidativo (Berni et al., 2019), (Jalmi et al., 2018).
2. **Modulación de genes y antioxidantes:** La señalización de ROS activa factores de transcripción específicos como los factores WRKY y NAC, que regulan genes relacionados con el sistema antioxidante. Esto incluye la expresión de enzimas antioxidantes como el superóxido dismutasa (SOD), catalasa (CAT) y peroxidasas (APX). Estos antioxidantes actúan para

neutralizar el exceso de ROS, ayudando a mitigar el daño celular y a mantener el equilibrio redox (Miller et al., 2008).

3. **Crosstalk con otras señales moleculares:** Las ROS generadas por la exposición a metales pesados interactúan con otras vías de señalización, como el calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), hormonas vegetales (ácido abscísico, etileno) y las señales de ácido jasmónico y salicílico. Este "crosstalk" o interacción cruzada permite a las plantas coordinar sus respuestas a nivel local y sistémico, activando mecanismos de defensa que incluyen la detoxificación de metales pesados mediante quelación y almacenamiento en vacuolas (Sewelam et al., 2016).
4. **Inducción de cambios morfológicos y protección celular:** La acumulación de ROS puede inducir cambios en la estructura de la pared celular para reducir la absorción de metales pesados y fortalecer la barrera física de la planta. Estos cambios incluyen la lignificación y la acumulación de metabolitos secundarios protectores. Además, las ROS también pueden desencadenar la muerte celular programada (PCD) como una estrategia para contener el daño y aislar el tejido afectado (Mithöfer et al., 2004).

### **1.6. Estrategias de mitigación en el entorno periurbano**

Chen & Ding (2024) proponen un enfoque integral para recuperar recursos naturales contaminados por metales pesados, enfatizando el uso de tecnologías emergentes como el aprendizaje automático y el análisis de grandes datos. Resaltan la importancia de combinar métodos tradicionales de gobernanza con técnicas innovadoras para mejorar la remediación. El uso de herramientas predictivas permite anticipar áreas de alta contaminación, facilitando intervenciones más rápidas y efectivas. Además, destacan la colaboración entre sectores públicos y privados para implementar soluciones sostenibles que reduzcan la carga de metales pesados, protegiendo así los ecosistemas afectados y promoviendo la recuperación a largo plazo.

### **Fitorremediación**

La fitorremediación ha surgido como una tecnología popular y económica basada en plantas para abordar eficazmente los problemas ambientales. El proceso implica el uso de plantas para extraer y eliminar contaminantes elementales o

reducir su biodisponibilidad en el suelo o el agua. Se han identificado más de 400 especies como acumuladoras de metales de Hg, Cd, Pb, Cr, As y varios radionucleidos de suelos contaminados. *Arabidopsis* sp. es bien conocida por su tolerancia a los metales y su hiperacumulación de Zn. Las especies de plantas acuáticas como *Azolla pinnata*, *Ceratophyllum demersum*, *Eichhornia crassipes*, *Lemna minor*, *Myriophyllum spicatum*, *Nasturtium officinale*, *Pistia stratiotes*, *Potamogeton pectinatus*, *Phragmites*, *Salvinia herzogii*, *Salvinia minima*, *Spirodela intermedia*, *Scirpus* spp. y *Typha latifolia* son de particular importancia debido a su alta capacidad de eliminación de contaminantes (Das et al., 2023).

La fitorremediación como una alternativa biotecnológica eficaz para eliminar metales pesados del suelo. Utilizan plantas capaces de acumular, estabilizar o extraer metales tóxicos, como arsénico y plomo. En México, especies como *Typha latifolia* y *Scirpus americanus* han mostrado éxito, especialmente cuando se combinan con microorganismos promotores de crecimiento vegetal, como rizobacterias y hongos micorrízicos. Estos organismos mejoran la capacidad de las plantas para absorber metales, optimizando el proceso de descontaminación, aunque aún se requieren estudios adicionales para perfeccionar su aplicación (Covarrubias y Peña-Cabriales, 2017).

### **Fitorremediación física**

Yang et al. (2021) afirman que el biochar, especialmente cuando proviene de estiércol de cerdo, es eficaz para disminuir la movilidad de metales pesados como el cadmio (Cd), el zinc (Zn) y el plomo (Pb) en suelos contaminados. Esta capacidad de inmovilización se atribuye principalmente al aumento del pH del suelo, facilitado por la naturaleza alcalina del biochar, así como a su habilidad para adsorber metales mediante intercambios iónicos y complejación en la superficie. Los ensayos demostraron que, al incrementar la cantidad de biochar aplicado, se redujo notablemente la bioaccesibilidad de los metales, con un mayor efecto inmovilizador en Pb, seguido de Zn y Cd.

Meng et al. (2018) analizan la co-pirolización de residuos agrícolas y estiércol para generar biochar, optimizando sus propiedades para inmovilizar metales pesados como Cd, Zn y Pb. Los hallazgos indican que el biochar mejora la retención de metales al elevar el pH del suelo y ofrecer una extensa superficie para la

adsorción. Además, facilita la conversión de metales de formas móviles y biodisponibles a compuestos estables y menos tóxicos, como carbonatos y óxidos. Esta transformación disminuye la biodisponibilidad de los metales, reduciendo su absorción por las plantas y minimizando el impacto ambiental en suelos contaminados.

Wang et al. (2020) subrayan que la adición de biochar combinado con hidroxiapatita y cenizas vegetales es muy efectiva para controlar la movilidad del cadmio (Cd) y plomo (Pb) en suelos agrícolas. La incorporación de estas enmiendas incrementa de forma significativa el pH del suelo, promoviendo la precipitación de los metales y reduciendo su solubilidad. Además, modifica la microbiota del suelo, incentivando el crecimiento de bacterias que ayudan a inmovilizar los metales. El estudio muestra una mayor estabilidad del cadmio y una disminución en su absorción por los cultivos, lo que contribuye a aumentar la productividad agrícola y reducir los riesgos para la salud humana..

### **Biorremediación**

Kushwaha et al. (2018) explican que la biorremediación de metales pesados, como el plomo (Pb), se lleva a cabo a través de técnicas como la fitoextracción, fitorremediación y biosorción, utilizando plantas y bacterias. En sus investigaciones, resaltan el uso de plantas hiperacumuladoras y bacterias que pueden adsorber metales mediante interacciones iónicas y procesos de quelación. La biorremediación no solo disminuye la movilidad y toxicidad de los metales, sino que también mejora la calidad del suelo, reduciendo su impacto en la cadena alimentaria. Además, estas técnicas son menos invasivas y más sostenibles en comparación con los métodos físico-químicos convencionales, ofreciendo una alternativa económica y respetuosa con el medio ambiente para tratar suelos contaminados.

Fulke et al. (2024) exploran la capacidad de bacterias marinas para llevar a cabo la biorremediación de metales pesados como mercurio (Hg), cadmio (Cd) y plomo (Pb). Estas bacterias emplean rutas enzimáticas específicas, incluyendo el uso de reductasas, para transformar los metales en compuestos menos tóxicos. En entornos acuáticos contaminados, los microorganismos pueden bioacumular o precipitar los metales, previniendo su dispersión y toxicidad. El estudio subraya la

ventaja de estas bacterias sobre los métodos tradicionales, debido a su bajo consumo de energía y menor impacto ambiental, lo que las convierte en una opción viable para la recuperación de ecosistemas marinos afectados por la contaminación industrial.

Joshi et al. (2023) examinan el papel de las bacterias rizosféricas en la biorremediación de metales pesados, enfocándose en suelos contaminados con arsénico (As), cadmio (Cd) y cromo (Cr). Estas bacterias, que habitan en la zona de las raíces de las plantas, secretan sideróforos y ácidos orgánicos que modifican la forma de los metales, reduciendo su movilidad y toxicidad. Asimismo, facilitan la absorción de nutrientes y promueven el crecimiento de las plantas bajo condiciones de estrés por metales. Al utilizar bacterias promotoras del crecimiento, se potencia la fitorremediación, contribuyendo a estabilizar los contaminantes y a mantener la salud del suelo y de los cultivos expuestos.



*Vista panorámica de un lote del agroecosistema*



*Vista panorámica del manejo de hortalizas en el agroecosistema*



El CIFO cuenta con Bancos de Germoplasma de palto, mango, lúcuma, chirimoya, café, así como la conservación de higos, granado, cítricos, pomarrosa, uva. Además, se encuentran áreas con fines de investigación docente y de pregrado. Asimismo, se ubican viveros de frutales, un galpón experimental de cuyes y la estación meteorológica del SENAMHI.

### 2.1.1. Análisis climático del CIFO

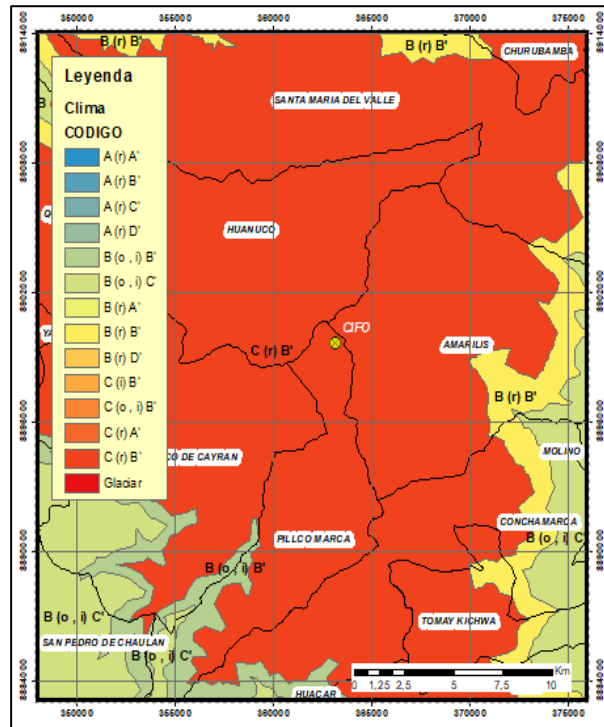
La Tabla 1 muestra datos climáticos del CIFO, provenientes de la estación meteorológica SENAMHI Huánuco determinados con los softwares CROPWAT 8.0 y CLIMWAT 2.0. Las temperaturas oscilan entre una mínima promedio de 11.3°C y una máxima de 26.6°C anual. La humedad relativa media es del 61%, con mayores valores en febrero y marzo (66%). La velocidad del viento promedia 100 km/día, alcanzando su máximo en septiembre (112 km/día). La insolación es de 6.1 horas diarias, con picos en junio y agosto. La radiación solar es de 17.8 MJ/m<sup>2</sup>/día, siendo mayor en noviembre. La precipitación mensual promedio es de 31.5 mm, con un máximo en febrero (65 mm). La evapotranspiración (ET<sub>o</sub>) media es de 3.75 mm/día, reflejando mayor demanda hídrica en noviembre (4.23 mm/día)

**Tabla 3.** Datos climáticos del CIFO - Estación meteorológica SENAMHI Huánuco

Mes	Temperatura (°C)		Humedad (%)	Viento (km/día)	Insolación (horas)	Radiación (MJ/m <sup>2</sup> /día)	Precipitación (mm)	ET <sub>o</sub> (mm/día)
	Mín.	Máx.						
Enero	12,7	26,7	64	104	5,3	18,3	51,0	3,99
Febrero	12,4	26,4	66	86	4,6	17,1	65,0	3,68
Marzo	12,5	25,6	66	86	5,4	17,9	62,0	3,68
Abril	12,3	26,4	63	86	6,0	17,4	29,0	3,57
Mayo	9,8	26,6	64	104	6,8	16,9	10,0	3,43
Junio	9,0	25,8	56	104	7,0	16,2	4,0	3,29
Julio	8,4	25,7	56	104	7,0	16,7	3,0	3,33
Agosto	9,7	26,6	65	104	7,1	18,3	6,0	3,61
Septiembre	11,1	26,9	59	112	6,3	18,7	14,0	3,98
Octubre	12,2	27,1	59	104	5,8	18,8	32,0	4,07
Noviembre	12,9	27,8	58	104	6,0	19,2	43,0	4,23
Diciembre	13,2	27,2	60	104	5,7	18,7	59,0	4,13
<b>Promedio</b>	<b>11,3</b>	<b>26,6</b>	<b>61</b>	<b>100</b>	<b>6,1</b>	<b>17,8</b>	<b>31,5</b>	<b>3,75</b>

En la Figura 6 se muestra la zonificación climática según el SENAMHI (2021), donde indica que el clima predominante es de tipo C(r)B' que abarca los distritos de Huánuco, Amarilis, Pillco Marca, San Francisco de Cayrán, Santa María del Valle, Churubamba, Kichki y Tomay Kichwa. Este tipo representa un clima seco o semiárido típico de zonas agrícolas o urbanas, con humedad constante durante todo el año. Las temperaturas en esta zona son moderadas, con máximas en torno a 27°C y mínimas entre 12°C y 17°C. La temporada de lluvias se concentra entre noviembre

**Figura 5.**  
Zonificación climática del CIFO, según SENAMHI (2021)



y marzo, mientras que el periodo de abril a octubre es más seco, con cielos parcialmente nublados. Este clima propicia una vegetación adaptada a la variación estacional, común en regiones tropicales de montaña. Asimismo, se distingue partes de Amarilis, Santa María del Valle, Conchamarca y Tomay Kichwa presenta el tipo B(r)B' (Templado - lluvioso con humedad abundante todas las estaciones del año); también muestra que zonas de Conchamarca, Molino, San Francisco de Chaulán, Pillco Marca, San Francisco de Cayrán, Huácar presenta el tipo B(o, i)B' (Templado - lluvioso con otoño e invierno secos) y partes de San Pedro de Chaulán el tipo B(o, i)C' (Frío - lluvioso con otoño e invierno secos).

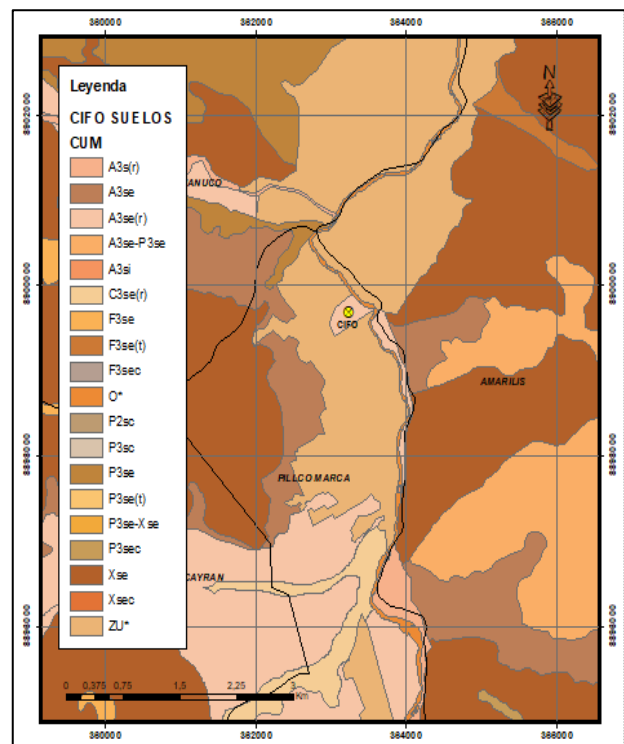
**2.1.2. Análisis edáfico del CIFO**

El suelo del CIFO, tiene características predominantemente adecuadas para cultivos permanentes y transitorios, aunque con limitaciones agrológicas bajas debido al riego y suelos. Este tipo de suelo permite cultivar una gran variedad de especies vegetales como hortalizas y forrajes. Los suelos en esa zona suelen tener una textura moderadamente fina a media y son moderadamente profundos, en gran medida conformados por depósitos aluviales que se encuentran en laderas y planicies aluviales de inclinación leve a empinada. Según Nolasco-Bernardo et al

(2021) en su estudio realizado en el CIFO menciona que el suelo del CIFO realizado en el Lote 11b presentó textura franca con granulometría media, pH moderadamente ácido, nivel medio en fósforo (8,97 ppm), pero mostró niveles bajos en nitrógeno (0,12 %), materia orgánica (2,14), potasio (139,44 ppm) y CIC (8,58 meq/100 g). Vega-Jara et al. (2021) evaluaron la materia orgánica total (MOT %), el nitrógeno mineralizado bajo condiciones anaeróbicas (Nan) y el nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) en suelos del CIFO, tanto con cobertura hortícola (CIFO-O) como frutícola (CIFO-F). Los resultados obtenidos para una profundidad de 0 a 20 cm mostraron los siguientes valores: MOT de 1,88 % (CIFO-O) y 1,51 % (CIFO-F); Nan de 25,08 mg.kg<sup>-1</sup> (CIFO-O) y 25,38 mg.kg<sup>-1</sup> (CIFO-F); NPM de 2,99 mg.kg<sup>-1</sup> (CIFO-O) y 3,53 mg.kg<sup>-1</sup> (CIFO-F).

El sector circundante al CIFO (Huánuco, Amarilis, Pillco Marca y San Francisco de Cayrán), presenta diversas capacidades de uso mayor (Figura 7). Entre ellas, se mencionan a "Xse" que ocupa la mayor parte del área circundante que significa Tierras de protección, con limitaciones por suelo y erosión. Asimismo, se muestra la capacidad simbolizada por "A3se(r)" que describe a tierras aptas para cultivos en limpio de calidad agrológica baja, con limitaciones por suelo, erosión y necesidad de aplicación de riego, zona donde se encuentra el CIFO, Por otro lado, se

**Figura 6.** Zonificación de la capacidad de uso mayor de los suelos (CUM) del CIFO.



identifica al símbolo "A3se" que representa tierras aptas para cultivos en limpio de calidad agrológica baja, con limitaciones por suelo y erosión; también se denota el símbolo "C3se(r)" que expresa Tierras aptas para cultivos permanentes de calidad agrológica baja, con limitaciones por suelo, erosión y necesidad de aplicación de riego. Un mínimo sector entre Huánuco y Pillco Marca está simbolizado por "P3se", el cual describe a tierras aptas para pastos de calidad agrológica baja, con limitaciones

por suelo y erosión. Finalmente, se observa que el sector circundante abarca la zona urbana de las ciudades, simbolizado por ZU\*.

### 2.1.3. Composición de especies vegetales (EV) cultivados en el CIFO

Los sectores cultivados del CIFO están compuesto principalmente por tres sectores en 8,02 ha: bancos de germoplasma de palto, mango, café, chirimoya y lúcuma con 3,33 ha (41,4%), zonas productivas de diversos cultivos permanentes como durazno, cítricos, palto Hass y Fuerte, cítricos, pastos y forrajes, entre otros como higo, granado y pitahaya con 2,12 ha (26,4 %) y protección de cultivos que abarcan especies entre pastos, palto y otros en 2,59 ha (32,2%), tal como se observa en la Tabla 4.

**Tabla 4.**

*Composición de EV cultivados en el CIFO*

Descripción	Lotes	Cultivo	Área (ha)
Banco de germoplasma	7, 12b, 13	Palto	1,73
	17b y 17c	Mango	0,83
	15c	Café	0,19
	6a	Chirimoya	0,19
Zonas productivas	5a	Lúcuma	0,39
	9	Uva	0,15
	1	Mango	0,22
	15a	Lúcuma	0,61
	16b	Durazno	0,18
	10b	Higos, granada pitahaya	0,07
	12a	Cítricos	0,04
	11b	Pastos y forrajes	0,24
Protección de cultivos	15b	Palto	0,61
	16a, 17b	Investigación y pastos	1,16
	3	Palto	0,29
	4a, 4b, 5b, 6b, 10c	Varios	1,14
<b>Total</b>			<b>8,04</b>

## 2.2. Plan de actividades

### 2.2.1. Trabajo de campo

#### Muestreo del agua de riego

Para la recolección de muestras de agua de riego se definieron dos sitios que correspondieron a las entradas principales de agua que provienen de un canal de riego y de un sumidero de agua residual que ingresa al CIFO por medio de escorrentía (Tabla 5 y Figura 8). Definido los sitios de muestreo de agua, se procedió a recolectar a tempranas horas del día, aproximadamente 1 L, en dos envases de plástico rotulados de cada sitio.

**Tabla 5.**

*Codificación y posición geográfica de las muestras de agua de riego en el CIFO*

Muestra	Lote	Codificación	Coordenadas UTM (m)	
			E	N
1	9	MA-1	363049.88 m	8899598.12 m
2	19	MA-2	363105.29 m	8899460.66 m

#### Muestreo del suelo

En la recolección de las muestras de suelo se tomó en cuenta el plano de zonificación del CIFO realizado por la Facultad de Cs. Agrarias de la Universidad Nacional Hermilio Valdizán, para definir los lotes para el muestreo. Las muestras de suelo fueron recolectadas durante la mañana de 16 lotes del CIFO, considerándose un total de 19 muestras (Tabla 6 y Figura 8). Para La recolección de las muestras de suelo agrícola se efectuó por medio del procedimiento de Bazán-Tapia (2017), de la siguiente manera:

1. El recorrido del trayecto en el lote fue en zigzag, desplazándose de un lado a otro del lote, lo que permitió abarcar una mayor extensión del terreno y minimizar posibles sesgos que habrían surgido con un muestreo lineal o aleatorio.
2. Durante el recorrido, se tomaron submuestras en diferentes puntos, utilizando pala recta, a una profundidad de 20 cm según recomiendan Wei et al (2018) para el análisis de metales pesados. Se recolectaron tres submuestras que luego se mezclaron para crear una muestra compuesta, representativa del lote.

3. Al finalizar el recorrido, las submuestras fueron homogeneizadas en un recipiente limpio. A continuación, extrajeron alrededor de 2 kilogramos de la mezcla final, que etiquetaron correctamente.

### **Figura 7**

*Recolección de muestras de suelo en el agroecosistema*



### **Muestreo de EV**

Los lotes muestreados para el análisis del suelo, se tomaron de ellas muestras de las especies vegetales cultivados en el lote, es decir, muestras de hojas para especies olerícolas y forrajes, pero se recolectaron los frutos en estado de maduración para especies frutícolas. Cada una de ellas fueron colocadas en envases de polietileno debidamente rotulados (Tabla 6).

**Tabla 6**

Codificación y posición geográfica de las muestras de suelo agrícola y EV

Lote	Codificación suelo	Cultivo	Codificación de la planta	Posición UTM (m)	
				Coordenada Este	Coordenada Norte
1	MS1	Mango (fruto)	MV1	363238	8899851
3	MS2	Palto (fruto)	MV2	363089	8899720
4A	MS3	Mango (fruto)	MV3	363059	8899676
5A	MS4	Lúcumo (fruto)	MV4	363203	8899772
6A	MS5	Chirimoyo (fruto)	MV5	363249	8899816
7	MS6	Palto (fruto)	MV6	363333	8899806
8B	MS7	Hortalizas (hojas)	MV7	363248	8899717
9	MS8	Vid (fruto)	MV8	363153	8899645
10C	MS9	Hortalizas (hojas)	MV8	363071	8899579
11A	MS10	Chala (hojas)	MV9	363145	8899604
12B	MS11	Palto (fruto)	MV10	363290	8899705
13	MS12	Palto (fruto)	MV11	363376	8899769
15A	MS13	Lúcumo (fruto)	MV12	363424	8899671
15B	MS14	Palto (fruto)	MV13	363368	8899630
15C	MS15	Caféto (fruto)	MV14	363333	8899609
16A	MS16	Hortalizas (hojas)	MV15	363304	8899590
17A	MS17	Hortalizas (hojas)	MV16	363263	8899562
17B	MS18	Mango (fruto)	MV17	363222	8899538
16B	MS19	Forraje (hojas)	MV18	363165	8899507

**Figura 8.**

Distribución de las muestras recolectadas de agua, suelo y EV en el agroecosistema



## **2.2.2. Trabajo de gabinete**

Las muestras de agua de riego, suelo agrícola y órganos de las plantas se trasladaron al Laboratorio de Agroindustrial, donde fueron acondicionados para el envío a los laboratorios respectivos. Las muestras de agua, suelo agrícola y plantas fueron enviados a un laboratorio especializado y certificado por INACAL (Instituto Nacional de Calidad). La otra parte de las muestras de suelo (1 kg por muestra) se enviaron al Laboratorio de Análisis Suelos, Agua y Ecotoxicología de la Universidad Nacional Agraria de la Selva para el análisis de propiedades físicas (arena, limo y arcilla) y químicas (pH, MO, N, CIC, bases y ácidos cambiables).

A continuación, se indican los procedimientos del análisis de metales pesados en sustancias acuosas y sólidas de manera general, según el método EPA 200.7 de Martin et al (1994)

### **A. Preparación de muestras**

#### **A.1. Muestras Sólidas (Suelo y Plantas)**

- Mezclar la muestra y transfiera más de 20 g a un plato de pesaje.
- Secar la muestra a 60°C para evitar la pérdida de compuestos volátiles como mercurio.
- Triturar y tamizar usando una malla de 5.
- Pese  $1,0 \pm 0,01$  g de la muestra preparada y transfírela a un vaso para la digestión ácida.

#### **A.2. Muestras acuosas**

- Para agua con turbidez  $<1$  NTU, no se requiere digestión.
- Para muestras más turbias, realice una digestión ácida utilizando ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) y ácido clorhídrico (HCl).

### **B. Digestión ácida**

- Añada 4 mL de ácido nítrico (1+1) y 10 mL de ácido clorhídrico (1+4) a la muestra en un vaso cubierto con un vidrio reloj.
- Caliente a 95°C en una placa caliente durante 30 minutos, evitando una ebullición vigorosa para minimizar la pérdida de analitos.

### **C. Filtrado y Dilución**

- Deje enfriar y transfiera cuantitativamente el extracto a un matraz volumétrico de 100 mL.
- Diluir hasta el volumen final con agua reactiva.
- Filtre la muestra si contiene sólidos que puedan obstruir el nebulizador del ICP-AES.

### **D. Análisis con ICP-AES**

- Inspeccione el sistema de introducción de muestras, incluyendo nebulizador y tubo inyector, para evitar depósitos que puedan afectar el rendimiento.
- Calibre el espectrómetro con estándares mixtos de metales y realice corrección de fondo para compensar interferencias espectrales.
- Realice el análisis utilizando un plasma térmicamente estable, aspirando las soluciones durante 30 segundos antes de comenzar la integración del señal

### **E. Control de Calidad**

- Verifique rutinariamente las interferencias espectrales y ajuste la corrección de fondo según sea necesario.
- Diluir las muestras si las concentraciones superan el 90% del límite de detección del instrumento, para evitar errores de cuantificación.
- Utilice técnicas de adición estándar o estándares internos para compensar posibles interferencias de matriz.

Para el análisis de las propiedades físicas y químicas de los suelos, se describen los métodos usados según Bazán-Tapia (2017)

- **Método del hidrómetro (Bouyoucos):** Este procedimiento se utiliza para determinar la proporción de diferentes tamaños de partículas en el suelo, como arena, limo y arcilla, mediante sedimentación en agua. El proceso incluye la eliminación de agentes que unen las partículas y la dispersión de la muestra. Luego, se emplea un hidrómetro para medir la cantidad de sólidos suspendidos en distintos momentos, teniendo en cuenta la influencia de la temperatura.

- **Método potenciométrico:** Para medir el pH del suelo, la muestra se mezcla con agua destilada o una solución de KCl en una proporción 1:1. Tras agitar la mezcla, se deja reposar antes de medir el pH con un potenciómetro. Los resultados se registran según el medio utilizado: pH<sub>w</sub> (en agua), pH<sub>KCl</sub> (en KCl) o pH<sub>CaCl<sub>2</sub></sub> (en CaCl<sub>2</sub>).
- **Método de Walkley y Black:** Este método evalúa el contenido de materia orgánica en el suelo oxidándola con dicromato de potasio y ácido sulfúrico. El exceso de dicromato se determina mediante titulación con sulfato ferroso amoniacal. El resultado se ajusta considerando que solo el 75% del carbono presente es oxidado.
- **Método Kjeldahl:** Este análisis permite determinar el contenido de nitrógeno en la muestra mediante digestión con ácido sulfúrico y una mezcla catalizadora (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y CuSO<sub>4</sub>). El amoníaco liberado se captura como (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, se destila y luego se titula con un ácido estándar para cuantificar el nitrógeno total.
- **Método de saturación con acetato de amonio:** La muestra se satura con acetato de amonio (NH<sub>4</sub>OAc) a pH 7,0. Los cationes adsorbidos se desplazan utilizando KCl y se cuantifican mediante destilación o espectrometría de absorción atómica, lo que permite determinar la capacidad de intercambio catiónico (CIC).
- **Extracción con acetato de amonio:** Los cationes del suelo se extraen utilizando acetato de amonio y se miden mediante fotometría de llama o absorción atómica. Para la determinación de calcio y magnesio, se añade lantano para evitar interferencias.
- **Extracción con KCl:** Los ácidos intercambiables se extraen utilizando una solución de KCl 1N. La acidez intercambiable se mide por titulación con NaOH, permitiendo calcular las concentraciones de aluminio y de hidrógeno presentes en la muestra.

### 2.2.3. Contraste con parámetros establecidos

Con los resultados de metales pesados, se efectuaron comparaciones con estándares de calidad ambiental de la FAO (1985), el MINAM (2017) y el CCME según Andrade-Linarez et al. (2022) tanto para agua de riego y suelo agrícola. Por otro lado, para definir los niveles contaminantes de metales pesados en las plantas se comparó con estándares reportados en Galarza et al (2021). En las tablas siguientes se muestran los estándares de calidad usados en las comparaciones.

**Tabla 7.**

*Estándares de calidad para agua, suelo y plantas sobre metales pesados*

Metal pesado	Agua		Suelo		Plantas		
	FAO	MINAM	CCME*	MINAM	Vegetales	Frutos	Granos
Arsénico (As)	0,1	0,1	0,1	50	0,1	ND	0,2
Cadmio (Cd)	0,01	0,01	0,01	1,4	0,1 - 0,2	0,2	0,1 - 0,2
Cromo (Cr)	0,1	0,1	0,1	0,4	ND	ND	ND
Cobre (Cu)	0,2	0,2	0,2	ND	30	ND	ND
Mercurio (Hg)	--	0,001	ND	6,6	0,02	ND	ND
Manganeso (Mn)	0,2	0,2	0,2	ND	5	ND	ND
Plomo (Pb)	2	0,05	2	70	0,1 – 0,3	0,1	0,2
Zinc (Zn)	2	2	2	ND	100	ND	ND

*Consejo Canadiense de Ministros de Medio ambiente*

### 2.3. Análisis estadístico de datos

#### 2.3.1. Estadística descriptiva

Se realizó mediante la expresión en promedio y desviación estándar de las concentraciones de metales pesados en el agua, suelo y plantas. Asimismo, se representaron gráficamente por barras estadísticas indicando, el nivel del estándar de calidad.

En el caso de los valores reportados sobre metales pesados en el agua de riego se tuvo que efectuar la simulación de Montecarlo para obtener 19 datos de cada metal pesado con fines de correlación.

Por otro lado, se efectuaron tablas sobre los riesgos de contaminación ambiental que involucró en determinar los índices para los diferentes sistemas (agua, suelo y planta). Estos índices indican el grado de contaminación de los MP,

para ello, se consideraron “sin contaminación” para valores menores a la unidad (< 1) y “contaminado” para los mayores de la unidad (>1).

**Índice de Carga de Contaminación (ICC)** de MP en el agua de riego y suelos:

$ICC = \sqrt[n]{\prod f_i}$ , donde  $f_i$  significa las concentraciones de MP;  $n$  es el número de MP evaluados.

**Índice de contaminación (Pi)** de MP en plantas:  $i$  es el símbolo del índice de contaminación de un solo elemento; y  $n$  es el número de elementos.

$P_i = C_i / S_i$ , donde  $C_i$  es la concentración de MP y  $S_i$  es el valor referencial, este valor referencial se obtuvo de la intercepción de los modelos de regresión

**Nivel de contaminación (PLI)** de MP en plantas

$$PLI = (P_{i_1} \times P_{i_2} \times P_{i_3} \times \dots \times P_{i_n})^{1/n}$$

### **2.3.2. Estadística inferencial**

Se utilizaron las siguientes pruebas estadísticas:

- T-Student de una muestra para la comparación estadística entre la concentración de metales pesados en agua, suelo y planta con los estándares de calidad.
- Prueba de correlación de Pearson, para medir si la correlación fue significativa, positiva o negativa, así como el grado de correlación entre la concentración de los metales pesados y las propiedades físicas y químicas del suelo.
- Análisis de regresión múltiple: se usó la determinación de los coeficientes de los modelos de regresión. Asimismo, se efectuaron graficas de superficie para visualizar la interacción de los factores.



*Vista panorámica de un agroecosistema hortícola asociado*



*Vista panorámica del agroecosistema hortícola de maíz en el suelo*

## CAPÍTULO III

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1. Metales pesados en el agua de riego

La Tabla 8 muestra los niveles de concentración de metales pesados, como arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercurio (Hg), manganeso (Mn), plomo (Pb) y zinc (Zn), en muestras de agua de riego (MA 1-19). De todos los metales analizados, el cromo (Cr) y el mercurio (Hg) presentan los coeficientes de variación más bajos (8,19% y 9,93%, respectivamente), lo que indica estabilidad. En contraste, el Cobre (Cu) y el plomo (Pb) muestran las mayores variaciones, con coeficientes de 147,99% y 219,94%, respectivamente. Los metales como arsénico (As), cadmio (Cd), zinc (Zn) y manganeso (Mn) presentan coeficientes de variación intermedios.

La figura 09 muestra gráficos que comparan las concentraciones de metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb y Zn) con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) establecidos por el MINAM en 2017. En general, los niveles de arsénico, cadmio, cromo, cobre, mercurio, plomo y zinc están por debajo de los límites permitidos, lo que indica un bajo riesgo de contaminación. No obstante, el manganeso es el único metal que presenta varias muestras con concentraciones cercanas o que superan el límite, lo que sugiere un posible riesgo de contaminación y requiere una mayor atención

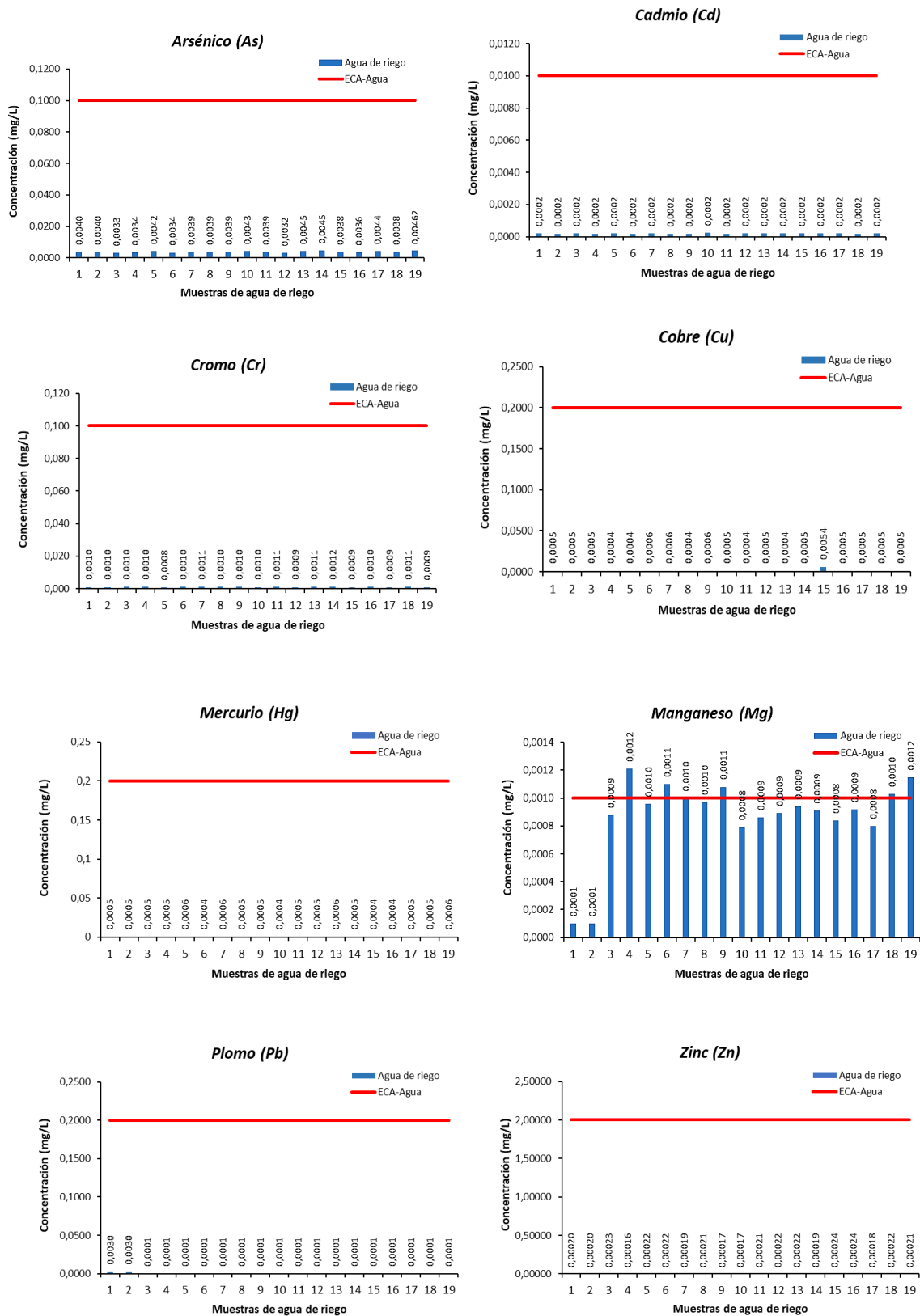
**Tabla 8.**

*Resultados, simulación y estadísticos descriptivos de la concentración de metales pesados en el agua de riego*

<b>Muestra (MA)</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Mn</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
1	0,0040	0,0002	0,0010	0,0005	0,0005	0,0001	0,0030	0,0002
2	0,0040	0,0002	0,0010	0,0005	0,0005	0,0001	0,0030	0,0002
3	0,0033	0,0002	0,0010	0,00052	0,0005	0,0009	0,0001	0,0002
4	0,0034	0,0002	0,0010	0,0004	0,0005	0,0012	0,0001	0,0002
5	0,0042	0,0002	0,0008	0,0004	0,0006	0,0010	0,0001	0,0002
6	0,0034	0,0002	0,0010	0,0006	0,0004	0,0011	0,0001	0,0002
7	0,0039	0,0002	0,0011	0,0006	0,0006	0,0010	0,0001	0,0002
8	0,0039	0,0002	0,0010	0,0004	0,0005	0,0010	0,0001	0,0002
9	0,0039	0,0002	0,0010	0,0006	0,0005	0,0011	0,0001	0,0002
10	0,0043	0,0002	0,0010	0,0005	0,0004	0,0008	0,0001	0,0002
11	0,0039	0,0002	0,0011	0,0004	0,0005	0,0009	0,0001	0,0002
12	0,0032	0,0002	0,0009	0,0005	0,0005	0,0009	0,0001	0,0002
13	0,0045	0,0002	0,0011	0,0004	0,0006	0,0009	0,0001	0,0002
14	0,0045	0,0002	0,0012	0,0005	0,0005	0,0009	0,0001	0,0002
15	0,0038	0,0002	0,0009	0,0054	0,0004	0,0008	0,0001	0,0002
16	0,0036	0,0002	0,0010	0,0005	0,0004	0,0009	0,0001	0,0002
17	0,0044	0,0002	0,0009	0,0005	0,0005	0,0008	0,0001	0,0002
18	0,0038	0,0002	0,0011	0,0005	0,0005	0,0010	0,0001	0,0002
19	0,00462	0,0002	0,0009	0,0005	0,0006	0,0012	0,0001	0,0002
<b>Promedio</b>	0,0039	0,0002	0,0010	0,0007	0,0005	0,0009	0,0004	0,0002
<b>Desv. Estd.</b>	0,0004	0,0000	0,0001	0,0011	0,0000	0,0003	0,0009	0,0000
<b>CV %</b>	10,42	10,54	8,19	147,99	9,93	32,93	219,94	11,11

Figura 9.

Concentraciones de metales pesados: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb y Zn, en comparación con estándares de calidad ambiental (ECA) agua según MINAM (2017)



La Tabla 9 presenta los resultados de la prueba T-Student, cuyo objetivo fue comparar las concentraciones promedio de metales pesados (arsénico, cadmio, cromo, cobre, mercurio, manganeso, plomo y zinc) en el agua de riego en relación con los límites establecidos por los Estándares de Calidad Ambiental (ECA). Los valores negativos de T y los altos valores de p ( $\geq 0,965$ ) indican que no hay evidencia estadística para rechazar la hipótesis nula, que sostiene que las concentraciones promedio de los metales no superan los límites fijados por el ECA. Por lo tanto, se concluye que todas las concentraciones de metales cumplen con los estándares de calidad establecidos

**Tabla 9.**

*Prueba de T-Student para una muestra según los metales pesados determinados en el agua de riego*

MP	Límite inferior de 95% para $\mu$	Prueba de hipótesis	
		Hipótesis nula $H_0: \mu_{MP} = ECA$ Agua	Hipótesis alterna $H_1: \mu_{MP} > ECA$ Agua
		Valor de T	Valor p
As	0,003764	-994,82	1,000
Cd	0,000192	-1966,26	1,000
Cr	0,000972	-5095,91	1,000
Cu	0,000293	-769,22	1,000
Hg	0,000474	-17269,78	1,000
Mn	0,000753	-1,93	0,965
Pb	0,000041	-951,27	1,000
Zn	0,000196	-372184,99	1,000

Diversos estudios han identificado la presencia de metales pesados (MP) en aguas utilizadas para riego, principalmente debido al arrastre provocado por la escorrentía tras la aplicación de pesticidas y fertilizantes químicos que contienen elementos como cadmio (Cd), cromo (Cr), arsénico (As), zinc (Zn), plomo (Pb), mercurio (Hg), manganeso (Mn), cobre (Cu) y níquel (Ni) (Das & Poarter, 2021; Das et al., 2023; Chen & Ding, 2023; Zhang et al., 2023; Gogoi et al., 2024; Joshi et al., 2023).

Además, los fertilizantes orgánicos, como los lodos de depuradora (Bhatia et al., 2015) y el estiércol de aves y ganado (Ghuge et al., 2023), también contribuyen a incrementar los niveles de estos metales en el suelo. Aunque las concentraciones

observadas se mantienen por debajo de los límites establecidos por los estándares de contaminación ambiental, el peligro reside en la acumulación progresiva de estos metales en el suelo y las plantas, lo que podría comprometer la seguridad alimentaria con el tiempo.

Xiao & Li (2022) demostraron que el uso continuo de aguas de riego contaminadas puede resultar en una acumulación significativa de MP en suelos y cultivos, apoyando hallazgos previos de Mancila-Villa et al. (2020) y Esmaeilzadeh y Mehdinia (2024), quienes reportaron altos niveles de arsénico, mercurio y plomo, especialmente en aguas impactadas por actividades industriales y urbanas. De forma similar, estudios recientes en Etiopía realizados por Tademe y Tilahum (2024) detectaron cadmio y cobalto, mientras que investigaciones de Pei et al. (2022) y Choquehuanca y Trujillo (2023) resaltaron concentraciones elevadas de MP en fuentes de agua no convencionales, aumentando la preocupación sobre la contaminación difusa y su posible impacto en la agricultura.

### **3.2. Propiedades físico-químicas de suelos agrícolas con metales pesados**

La Tabla 10 presenta las características físicas y químicas del suelo agrícola del CIFO a partir de 19 muestras analizadas. En cuanto a las propiedades físicas, el suelo tiene una textura arenosa (46,32% de Ao). Entre las propiedades químicas estudiadas, el resultado del pH, indica ligeramente alcalino (8,03). El promedio de materia orgánica fue de 1,46%, señalando una fertilidad moderada del suelo. La CIC media es de 8,05 cmol/100 g, lo que indica una buena capacidad del suelo para retener nutrientes. Respecto a los cationes, el calcio (Ca) es el más presente (6,95 cmol/100 g), seguido del magnesio (Mg), potasio (K) y sodio (Na). Las desviaciones estándar y los coeficientes de variación muestran que el sodio presenta la mayor variabilidad (CV de 0,35%), lo que refleja diferencias notables en la salinidad entre las muestras.

Estas condiciones generan que los nutrientes permanezcan indisponibles para las plantas, ya que tienden a inmovilizarse en la solución al reaccionar y formar compuestos insolubles, como sales o hidróxidos que precipitan en el suelo (Asado, 2012). En este contexto, el pH del suelo, con un valor de 8,03, indica la presencia de un suelo salino. Este nivel elevado de pH contribuye a la inmovilización de ciertos metales pesados, como el plomo (Pb) y el cromo (Cr), reduciendo su solubilidad y,

por ende, su biodisponibilidad, lo que dificulta significativamente la absorción de estos elementos por parte de las plantas (Pang et al., 2023).

**Tabla 10.**

*Propiedades físicas y químicas del suelo agrícola del CIFO*

Muestras	Ao %	Lo %	Ar %	pH	MO %	N %	C %	CIC	Ca	Mg	K	Na
									Cmol/100 g suelo			
MS1	44	29	27	8,10	2,93	0,1465	1,6996	4,160	3,260	0,552	0,220	0,120
MS2	48	31	21	8,37	1,49	0,0744	0,8629	8,220	6,953	0,942	0,211	0,118
MS3	40	33	27	8,19	1,22	0,0609	0,7060	6,253	5,268	0,675	0,208	0,103
MS4	48	29	23	8,19	1,08	0,0541	0,6276	7,082	5,556	0,932	0,348	0,246
MS5	36	31	33	8,16	1,58	0,0789	0,9152	7,124	5,753	0,824	0,335	0,213
MS6	40	35	25	8,15	1,40	0,0699	0,8106	6,583	5,330	0,841	0,260	0,152
MS7	40	29	31	8,17	1,44	0,0721	0,8367	6,769	5,644	0,704	0,264	0,157
MS8	42	31	27	8,35	1,35	0,0676	0,7845	8,590	7,386	0,917	0,173	0,115
MS9	50	29	21	8,33	0,86	0,0428	0,4968	8,281	6,998	0,899	0,258	0,125
MS10	44	29	27	8,08	2,07	0,1037	1,2028	7,564	5,867	0,783	0,567	0,357
MS11	54	25	21	7,88	1,04	0,0518	0,6014	5,336	4,235	0,670	0,257	0,176
MS12	50	27	23	7,95	1,58	0,0789	0,9152	9,358	7,577	1,078	0,433	0,268
MS13	48	27	25	7,40	1,31	0,0654	0,7583	6,266	5,010	0,800	0,281	0,175
MS14	44	33	23	7,46	1,26	0,0631	0,7322	6,193	5,080	0,716	0,260	0,137
MS15	52	27	21	7,93	0,86	0,0428	0,4968	6,201	4,925	0,793	0,285	0,199
MS16	52	27	21	7,96	1,35	0,0676	0,7845	7,430	5,943	0,898	0,354	0,237
MS17	50	29	21	7,96	1,44	0,0721	0,8367	7,375	5,987	0,903	0,271	0,214
MS18	48	27	25	7,75	2,03	0,1014	1,1767	6,867	5,691	0,786	0,215	0,175
MS19	50	27	23	8,28	1,49	0,0744	0,8629	6,345	5,112	0,823	0,264	0,146
<b>Promedio</b>	<b>46,32</b>	<b>29,21</b>	<b>24,47</b>	<b>8,03</b>	<b>1,46</b>	<b>0,07</b>	<b>0,85</b>	<b>6,95</b>	<b>5,66</b>	<b>0,82</b>	<b>0,29</b>	<b>0,18</b>
<b>Desv. Estd.</b>	<b>4,87</b>	<b>2,50</b>	<b>3,42</b>	<b>0,26</b>	<b>0,46</b>	<b>0,02</b>	<b>0,27</b>	<b>1,16</b>	<b>1,03</b>	<b>0,12</b>	<b>0,09</b>	<b>0,06</b>
<b>CV %</b>	0,11	0,09	0,14	0,03	0,32	0,32	0,32	0,17	0,18	0,14	0,31	0,35

Yang et al. (2021) encontraron que el uso de biochar puede incrementar el pH del suelo, reduciendo la disponibilidad de metales pesados como Pb, favoreciendo su inmovilización a través de mecanismos de intercambio iónico y complejación. Wang et al. (2020) demostraron que, al aumentar el pH del suelo mediante la aplicación de fertilizantes orgánicos e inorgánicos, se redujo la biodisponibilidad de metales como Pb y Cd, limitando su absorción por las plantas. Munir et al. (2020) observaron que al aumentar el pH del suelo con enmiendas de biochar, se transforman metales como Cr y Pb hacia formas menos accesibles, disminuyendo su toxicidad y movilidad en el suelo. Meng et al. (2018) encontraron que un aumento en el pH del suelo debido a la adición de biochars disminuyó significativamente la

concentración de metales como Pb, transformándolos en especies menos solubles y biodisponibles.

La Tabla 11 presenta los niveles de concentración de metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb y Zn) en el suelo agrícola del CIFO. Se observa que el manganeso (Mn) registra la concentración promedio más elevada (391,65 mg/kg), mientras que el arsénico (As) y el cadmio (Cd) muestran niveles más bajos y homogéneos, con coeficientes de variación (CV) de 5,70% y 6,08%, respectivamente. Por otro lado, el Pb y Zn presentan las mayores variaciones entre las muestras, con CV de 24,98% y 14,42%, respectivamente. La significativa variabilidad en las concentraciones de Mn, Pb y Zn podría reflejar diferencias en las fuentes de contaminación. Además, el Cu muestra una desviación estándar considerable, lo que indica fluctuaciones importantes en su distribución en el suelo.

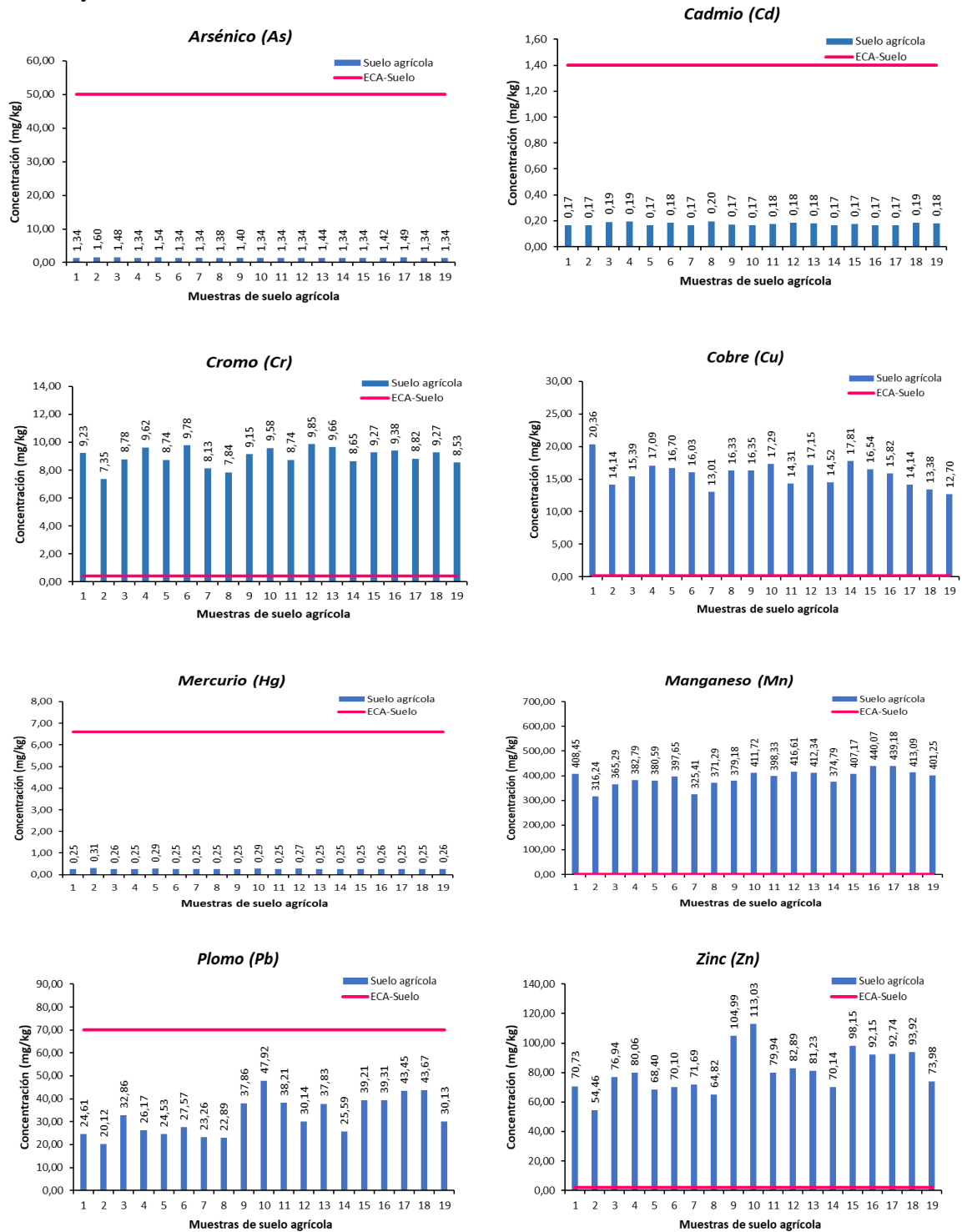
**Tabla 11.**

*Resultados y estadísticos descriptivos de la concentración de metales pesados en el suelo agrícola del CIFO*

Muestra (MA)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Pb	Zn
1	1,34	0,17	9,23	20,36	0,25	408,45	24,61	70,73
2	1,60	0,17	7,35	14,14	0,31	316,24	20,12	54,46
3	1,48	0,19	8,78	15,39	0,26	365,29	32,86	76,94
4	1,34	0,19	9,62	17,09	0,25	382,79	26,17	80,06
5	1,54	0,17	8,74	16,70	0,29	380,59	24,53	68,40
6	1,34	0,18	9,78	16,03	0,25	397,65	27,57	70,10
7	1,34	0,17	8,13	13,01	0,25	325,41	23,26	71,69
8	1,38	0,20	7,84	16,33	0,25	371,29	22,89	64,82
9	1,40	0,17	9,15	16,35	0,25	379,18	37,86	104,99
10	1,34	0,17	9,58	17,29	0,29	411,72	47,92	113,03
11	1,34	0,18	8,74	14,31	0,25	398,33	38,21	79,94
12	1,34	0,18	9,85	17,15	0,27	416,61	30,14	82,89
13	1,44	0,18	9,66	14,52	0,25	412,34	37,83	81,23
14	1,34	0,17	8,65	17,81	0,25	374,79	25,59	70,14
15	1,34	0,17	9,27	16,54	0,25	407,17	39,21	98,15
16	1,42	0,17	9,38	15,82	0,26	440,07	39,31	92,15
17	1,49	0,17	8,82	14,14	0,25	439,18	43,45	92,74
18	1,34	0,19	9,27	13,38	0,25	413,09	43,67	93,92
19	1,34	0,18	8,53	12,70	0,26	401,25	30,13	73,98
<b>Promedio</b>	1,39	0,18	8,97	15,74	0,26	391,65	32,39	81,07
<b>Desv. Estd.</b>	0,08	0,01	0,66	1,85	0,02	31,65	8,09	14,42
<b>CV %</b>	5,70	6,08	7,33	11,77	6,83	8,08	24,98	17,78

Figura 10.

Concentraciones de metales pesados comparadas con los estándares del conforme al MINAM y CCME

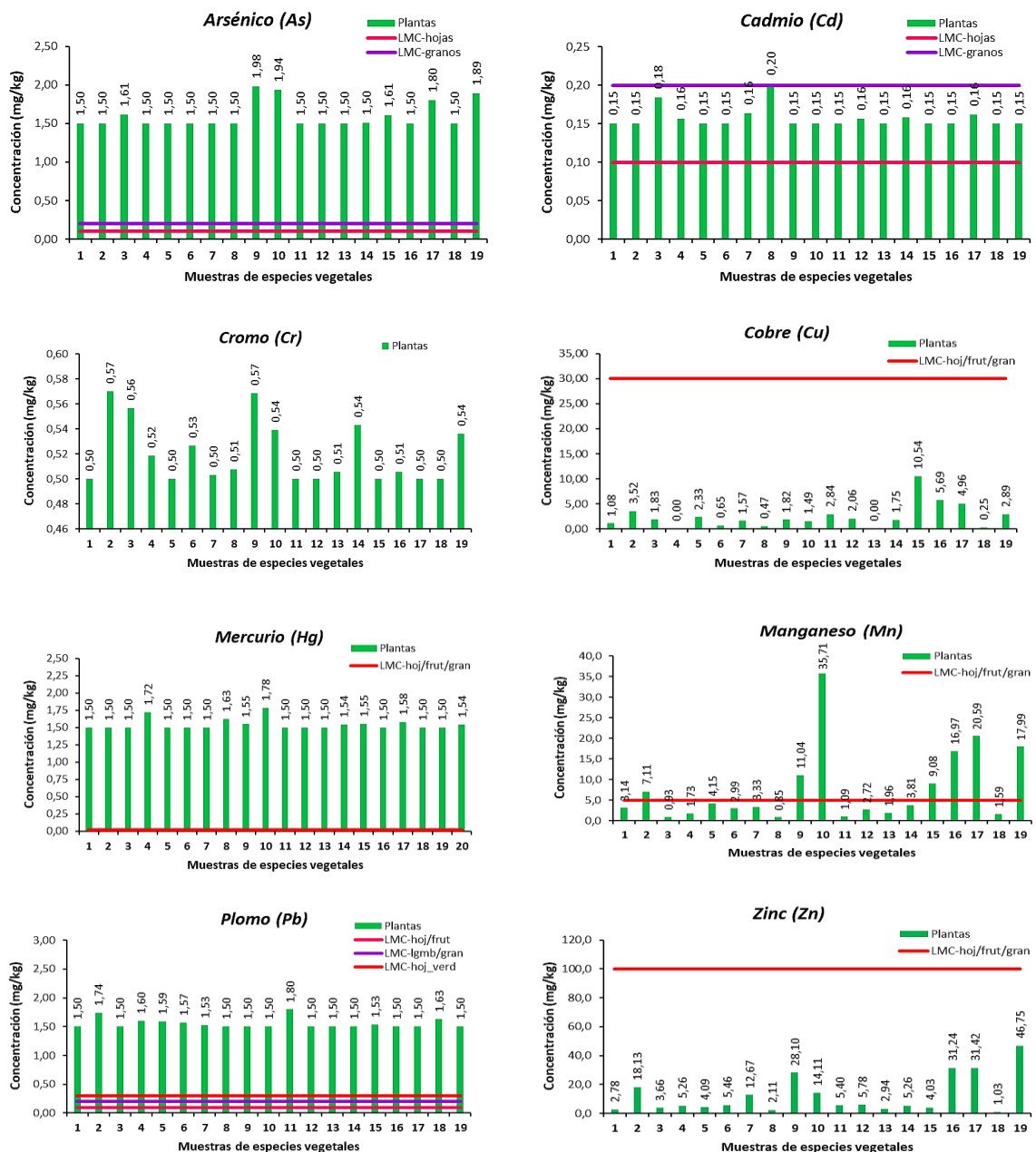


La figura 11 presenta gráficos con las concentraciones de metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb y Zn) en muestras de suelo agrícola, comparadas con los estándares del MINAM para arsénico, cadmio, cromo, mercurio y plomo, y con los criterios del CCME para manganeso, cobre y zinc. Los niveles de arsénico,

cadmio, mercurio y plomo están dentro de los límites permitidos, lo que indica un riesgo bajo de contaminación. No obstante, se observaron concentraciones elevadas de cromo, cobre, manganeso y zinc en varias muestras, superando los valores de referencia, lo que sugiere posibles problemas de contaminación. El cromo, cobre, manganeso y el zinc, en particular, superan los límites en numerosas muestras, indicando un riesgo considerable de contaminación en el suelo agrícola de la región analizada.

Figura 11.

Concentraciones de metales pesados comparadas con los límites máximos contaminantes (LMC) según Galagarza et al (2021).



La Tabla 12 revela los resultados de la prueba T-Student realizada para comparar las concentraciones de metales pesados en suelos agrícolas con los valores de referencia del ECA Suelo. Los análisis revelan que el cromo (Cr), cobre (Cu) y zinc (Zn) presentan concentraciones significativamente superiores al estándar, con valores de T positivos y un valor p igual a 0, lo que podría indicar una posible contaminación. En contraste, el arsénico (As), cadmio (Cd), mercurio (Hg), manganeso (Mn) y plomo (Pb) registran niveles significativamente más bajos que los valores de referencia, con valores de T negativos y p igual a 1 en algunos casos, lo que sugiere que estas concentraciones están por debajo de los límites permitidos.

**Tabla 12.**

*Prueba de T-Student para una muestra según los metales pesados determinados en el suelo agrícola*

MP	Límite inferior de 95% para $\mu$	Prueba de hipótesis	
		Valor de T	Valor p
As	0,521	-424,93	1,000
Cd	0,07	-89,43	1,000
Cr	3,337	5,60	0,000
Cu	5,84	5,93	0,000
Hg	0,097	-297,57	1,000
Mn	145,7	6,12	0,000
Pb	11,79	-18,62	1,000
Zn	29,86	5,69	0,000

La elevada presencia de metales pesados (MP) en los suelos del CIFO UNHEVAL se atribuye, en gran parte, al uso intensivo de fertilizantes fosforados, que aportan cantidades significativas de elementos tóxicos como cadmio (Cd), plomo (Pb), níquel (Ni) y cromo (Cr), conforme a los estudios de Das y Poater (2021), Das et al. (2023) y Raj y Prasad-Das (2023). Entre estos fertilizantes se incluyen el fosfato monoamónico, fosfato diamónico, superfosfato triple y roca fosfórica sin purificar, que, debido a su origen en rocas fosfóricas sin tratamiento, contienen concentraciones elevadas de metales. La acumulación de estos elementos en el suelo, especialmente cuando se aplican de manera continua, ha

sido ampliamente documentada como un problema persistente, ya que los metales pesados no se degradan fácilmente. Esta situación perjudica la fertilidad del suelo y pone en riesgo la salud de los ecosistemas agrícolas (Fulke et al., 2024; Joshi et al., 2023).

A largo plazo, el uso constante de estos fertilizantes no solo lleva a la contaminación del suelo, sino que también aumenta la posibilidad de que los metales pesados sean absorbidos por los cultivos, ingresando así en la cadena alimentaria. Salah et al. (2021) enfatizan que el empleo de fosfatos no purificados eleva considerablemente la carga de metales tóxicos, afectando tanto la calidad del suelo como la salud de las plantas. Además, investigaciones de Fulke et al. (2024) y Joshi et al. (2023) advierten sobre los riesgos para la salud humana debido a la bioacumulación de estos metales en los alimentos consumidos.

La presencia de metales pesados en los suelos agrícolas no solo compromete su fertilidad, sino que también afecta los ciclos biológicos de los microorganismos esenciales para la salud del suelo a largo plazo. Según Alengebawy et al. (2021), la bioacumulación continua de estos metales en el suelo y en las plantas genera un entorno tóxico que limita la capacidad de los microorganismos para descomponer la materia orgánica, lo que reduce la disponibilidad de nutrientes para las plantas. Esta acumulación deteriora la biodiversidad del suelo y, poco a poco, debilita los ecosistemas agrícolas, aumentando la dependencia de insumos químicos para mantener la productividad.

El uso intensivo de pesticidas junto con fertilizantes fosfatados empeora la concentración de metales pesados en el suelo, generando una contaminación combinada que compromete la productividad agrícola a largo plazo. Das y Poater (2021) observan que esta combinación no solo incrementa la concentración de elementos tóxicos como cadmio (Cd) y plomo (Pb), sino que también reduce la resiliencia del suelo, haciéndolo cada vez más dependiente de insumos externos para mantener su fertilidad. Estas prácticas de manejo intensivo contribuyen a la degradación del suelo, disminuyendo la eficacia de los procesos biológicos y químicos naturales que facilitan la absorción de nutrientes por las plantas.

La Tabla 13 muestra correlaciones significativas entre algunas propiedades del suelo y metales pesados. La correlación positiva entre arsénico (As) y mercurio

(Hg) (0,610) sugiere una ocurrencia frecuente de estos metales en suelos impactados por actividades industriales. Thakur et al. (2022) señalaron que ambos metales suelen adsorberse en suelos ricos en materia orgánica, lo que aumenta su persistencia y toxicidad. El plomo (Pb), zinc (Zn) con potasio (K) y sodio (Na), lo que indica que estos elementos tienden a acumularse juntos en suelos salinos o contaminados. Zhang et al. (2023) explican que estos metales se movilizan en suelos con alta salinidad, lo que facilita su adsorción y aumenta su riesgo de toxicidad. La relación entre Cr y Mn (0,712) también destaca, respaldando la idea de que estos metales comparten rutas de adsorción similares, como lo sugieren estudios sobre su comportamiento geoquímico en suelos ácidos.

**Tabla 13.**

*Análisis correlacional de Pearson entre las propiedades del suelo y metales pesados*

MP	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Pb	Zn	Ao	Lo	Ar	pH	MO	N	C	CIC	Ca	Mg	K	Na
As	1																			
Cd	-0,192	1																		
Cr	-0,458	-0,010	1																	
Cu	-0,207	-0,154	0,373	1																
Hg	0,610**	-0,304	-0,308	-0,001	1															
Mn	-0,299	-0,038	0,712**	0,184	-0,324	1														
Pb	-0,166	-0,111	0,502*	-0,178	-0,160	0,685**	1													
Zn	-0,309	-0,203	0,583**	0,055	-0,168	0,589**	0,893**	1												
Ao	-0,178	-0,100	0,187	-0,210	-0,189	0,445	0,493*	0,427	1											
Lo	0,265	0,071	-0,207	0,260	0,147	-0,437	-0,490	-0,444	-0,748	1										
Ar	0,060	0,091	-0,115	0,109	0,161	-0,313	-0,343	-0,282	-0,874	0,332	1									
pH	0,214	0,106	-0,398	-0,023	0,330	-0,425	-0,370	-0,191	-0,232	0,243	0,152	1								
MO	-0,104	-0,117	0,097	0,345	0,197	0,183	-0,052	-0,080	-0,279	-0,004	0,400	0,006	1							
N	-0,104	-0,117	0,096	0,345	0,197	0,183	-0,052	-0,079	-0,280	-0,003	0,401	0,006	1,000**	1						
C	-0,105	-0,118	0,096	0,345	0,197	0,184	-0,051	-0,079	-0,280	-0,003	0,401	0,006	1,000**	1,000**	1					
CIC	0,261	0,139	-0,109	-0,133	0,390	-0,119	-0,010	0,129	0,056	0,056	-0,120	0,316	-0,289	-0,288	-0,288	1				
Ca	0,299	0,180	-0,212	-0,170	0,361	-0,208	-0,074	0,054	0,014	0,112	-0,101	0,351	-0,304	-0,303	-0,303	0,988**	1			
Mg	0,228	0,148	0,074	-0,131	0,284	0,092	-0,016	0,081	0,274	-0,059	-0,347	0,223	-0,358	-0,357	-0,357	0,888**	0,847**	1		
K	-0,196	-0,307	0,540*	0,269	0,381	0,370	0,399	0,549*	0,079	-0,230	0,056	-0,094	0,118	0,120	0,120	0,303	0,168	0,286	1	
Na	-0,192	-0,203	0,549*	0,161	0,283	0,497*	0,509*	0,595**	0,188	-0,357	-0,007	-0,166	0,103	0,105	0,105	0,292	0,152	0,333	0,938**	1

Las correlaciones positivas entre Mn y Pb (0,685), y entre Mn y Na (0,589), indican que estos elementos tienden a estar presentes juntos en suelos con alta salinidad o exposición a contaminantes industriales, lo que ha sido reportado por Priya et al. (2023). Estos autores señalaron que el sodio puede incrementar la movilidad de estos metales, exacerbando su acumulación en áreas afectadas por riego con agua salina.

La fuerte correlación entre el plomo (Pb) y el zinc (Zn) (0,893) respalda los estudios de Priya et al. (2023) y Pugazhendhi et al. (2024), quienes indicaron que ambos metales se liberan juntos debido al uso de pesticidas y actividades

industriales. Además, la relación entre el Pb y la arena (0,445) sugiere que suelos arenosos favorecen la movilidad y lixiviación del plomo. Otro hallazgo importante es la fuerte asociación entre materia orgánica (MO), nitrógeno (N) y carbono (C), con una correlación perfecta (1,000), lo que indica que suelos ricos en MO también tienden a ser ricos en nutrientes esenciales como el nitrógeno. Estos resultados coinciden con lo observado por Pei et al. (2022), quienes señalaron que la acumulación de MO mejora la retención de nutrientes y la adsorción de metales pesados.

En cuanto a las propiedades del suelo, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) muestra alta correlación con calcio (Ca) (0,988) y magnesio (Mg) (0,847), lo que indica que suelos con alta CIC retienen mejor estos cationes, ayudando a estabilizar los metales pesados, tal como lo reportaron Singh et al. (2024) en estudios sobre suelos fertilizados.

No obstante, la correlación negativa entre cobre (Cu) y calcio (Ca) (-0,340) sugiere que altos niveles de Ca pueden reducir la disponibilidad de Cu, posiblemente debido a la precipitación de compuestos insolubles, lo que concuerda con los hallazgos de Quispe-Quezada et al. (2023), quienes observaron que la alta saturación de calcio en suelos alcalinos disminuye la biodisponibilidad del cobre.

Por otro lado, existen alternativas sostenibles que pueden mitigar la contaminación por metales pesados en los suelos agrícolas. Espinoza y Peche (2024) destacan que el uso de bioplaguicidas y el manejo integrado de plagas podrían reducir la necesidad de pesticidas sintéticos que contienen metales. Al evitar productos como el glifosato, que contiene altos niveles de Cd y Cr, estas prácticas ofrecen una alternativa viable para disminuir la acumulación de metales en el suelo y proteger tanto la calidad del suelo como la salud de los cultivos a largo plazo.

Otra opción para remediar la contaminación por metales pesados es el uso de plantas hiperacumuladoras, una técnica conocida como fitorremediación. Ghuge et al. (2023) sugieren que especies vegetales adaptadas pueden absorber y almacenar metales pesados en sus tejidos, lo cual ayuda a reducir la toxicidad del suelo y minimiza el riesgo de que estos elementos contaminen los cultivos alimentarios. Esta solución, además de ser ecológica y rentable, podría combinarse

con prácticas de remediación biológica, que promueven la salud del suelo mediante la descomposición de residuos tóxicos

### **3.3. Metales pesados en las especies vegetales (EV)**

La Tabla 14 muestra las concentraciones de metales pesados en muestras de EV del CIFO. Los promedios indican que los niveles de Cadmio (Cd) y Mercurio (Hg) presentan las concentraciones más bajas. Estos metales son altamente tóxicos para los seres vivos, incluso en pequeñas cantidades, por lo que sus bajos niveles reducen el riesgo de contaminación y posibles efectos adversos en los consumidores y el ecosistema. Por otro lado, los metales Manganeseo (Mn), Cobre (Cu) y Zinc (Zn) son los más elevados, asimismo, fueron los más dispersos en los lotes del CIFO, corroborado en el coeficiente de variación (CV %) que confirma esta variabilidad, especialmente al reportar en Mn (115.51 %), Zn (104.82 %) y Cu (101.18 %), sugiriendo una distribución desigual de estos metales en las muestras, lo cual podría influir en la seguridad alimentaria.

En la Figura 11 se observa las concentraciones de metales pesados contrastados con los LMC según Galagarza et al (2021), donde se comprueba aritméticamente que los valores de metales pesados de las muestras de especies vegetales superan ampliamente a los LMC en As (hojas y granos), Hg (hojas, frutos y granos), Pb (hojas, frutos y granos) y Cd en hojas. Asimismo, se identifica que las muestras de las especies vegetales se encuentran por debajo del LMC en Cu y Zn, no obstante, para la concentración de Mn solo excede el LMC en 37% de las muestras. Por otro lado, no se reporta LMC para el metal Cr, obteniendo entre 0,50 a 0,57 mg/kg en hojas y frutos de las especies vegetales recolectados.

**Tabla 14**

*Resultados y estadísticos descriptivos de la concentración de metales pesados en las EV del CIFO*

<b>Muestra (MA)</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Mn</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
1	1,50	0,15	0,50	1,08	1,50	3,14	1,50	2,78
2	1,50	0,15	0,57	3,52	1,50	7,11	1,74	18,13
3	1,61	0,18	0,56	1,83	1,50	0,93	1,50	3,66
4	1,50	0,16	0,52	0,00	1,72	1,73	1,60	5,26
5	1,50	0,15	0,50	2,33	1,50	4,15	1,59	4,09
6	1,50	0,15	0,53	0,65	1,50	2,99	1,57	5,46
7	1,50	0,16	0,50	1,57	1,50	3,33	1,53	12,67
8	1,50	0,20	0,51	0,47	1,63	0,85	1,50	2,11
9	1,98	0,15	0,57	1,82	1,55	11,04	1,50	28,10
10	1,94	0,15	0,54	1,49	1,78	35,71	1,50	14,11
11	1,50	0,15	0,50	2,84	1,50	1,09	1,80	5,40
12	1,50	0,16	0,50	2,06	1,50	2,72	1,50	5,78
13	1,50	0,15	0,51	0,00	1,50	1,96	1,50	2,94
14	1,50	0,16	0,54	1,75	1,54	3,81	1,50	5,26
15	1,61	0,15	0,50	10,54	1,55	9,08	1,53	4,03
16	1,50	0,15	0,51	5,69	1,50	16,97	1,50	31,24
17	1,80	0,16	0,50	4,96	1,58	20,59	1,50	31,42
18	1,50	0,15	0,50	0,25	1,50	1,59	1,63	1,03
19	1,89	0,15	0,54	2,89	1,50	17,99	1,50	46,75
<b>Promedio</b>	1,60	0,16	0,52	2,41	1,54	7,73	1,55	12,12
<b>Desv. Estd.</b>	0,16	0,01	0,02	2,44	0,08	8,92	0,09	12,68
<b>CV %</b>	10,32	8,56	4,64	101,18	5,17	115,51	5,48	104,62

La afectación por metales pesados podría atribuirse al pH del suelo, ya que facilita la absorción de metales. Según Mahlungulu et al. (2023), las condiciones del suelo, incluyendo el pH, afectan directamente la movilidad y biodisponibilidad de metales pesados como el cobre (Cu) y el cadmio (Cd) en cultivos orgánicos, como las vides. Los suelos ácidos facilitan la solubilidad de ciertos metales, lo que aumenta su disponibilidad para las plantas, especialmente en suelos arcillosos donde estos elementos tienden a fijarse más fácilmente debido a su alta capacidad de intercambio de cationes. Esto es consistente con lo observado por Seleiman & Kheir (2018), quienes encontraron que las enmiendas alcalinas, como el biochar y la cal de fábrica de remolacha azucarera, pueden reducir la movilidad de metales como el Pb y el Cd en suelos contaminados, disminuyendo la absorción por las plantas.

La Tabla 15 indica los resultados de la prueba T-Student, cuyo objetivo fue comparar las concentraciones promedio de metales pesados de las EV en relación con los LMC según Galagarza et al (2021). Los valores negativos de T y los altos valores de p ( $\geq 1,000$ ) indican que no hubo certeza estadística para rechazar la hipótesis nula, que sostiene que las concentraciones promedio de los metales no superan los LMC. No obstante, para los valores positivos de T y bajos valores de p ( $= 0,000$ ) evidencia que existió significación estadística. Por lo tanto, se concluye que las concentraciones de As, Cd (hojas), Hg y Pb superaron estadísticamente los LMC establecidos, caso contrario en las concentraciones de Cd (grano), Cu, Mn y Zn.

Pang et al. (2023) y Pugazhendhi et al. (2024) destacan que la bioacumulación de metales en plantas como la tapioca y ciertos vegetales de hoja grande se debe en parte a su alta tasa de transpiración y a su capacidad para absorber metales desde el suelo y el agua. Pang et al. analizan además el papel de la pectina en la pared celular de las raíces, que facilita el intercambio de cationes a través de grupos carboxilo, aumentando la acumulación de metales en las raíces y en los tejidos de las plantas

**Tabla 15.**

*Prueba de T-Student para una muestra según los metales pesados determinados en las plantas evaluadas.*

MP	Límite inferior de 95% para $\mu$	Prueba de hipótesis					
		Hipótesis nula $H_0: \mu_{MP} = LMC$ Hipótesis alterna $H_1: \mu_{MP} > LMC$					
		Valor de T			Valor p		
		Hojas	Fruto	Grano	Hojas	Fruto	Grano
As	1,5297	38,52	--	35,95	0,0000	--	0,0000
Cd	1,5156	18,00	--	-13,35	0,0000	--	1,000
Cu	1,4120	-48,06	-48,06	-48,06	1,000	1,000	1,000
Hg	1,5123	81,03	81,03	81,03	0,0000	0,0000	0,0000
Mn	4,08	1,30	1,30	1,30	0,1060	0,1060	0,1060
Pb	1,5174	72,47	72,47	67,48	0,0000	0,0000	0,0000
Zn	6,94	-29,41	-29,41	-29,41	1,000	1,000	1,000

Deng et al. (2024) señalan que la contaminación atmosférica es una fuente importante de metales como el mercurio (Hg) y el plomo (Pb) en cultivos de trigo. Estos metales se acumulan tanto en los tejidos de las plantas como en el suelo circundante, exacerbando la contaminación en áreas cercanas a fuentes industriales. Este proceso de deposición representa un riesgo adicional en la bioacumulación de metales en zonas agrícolas expuestas a emisiones industriales, una situación observada también en cultivos de espinaca y otras hortalizas regadas con agua contaminada.

La exposición prolongada de los cultivos a metales pesados presentes en pesticidas también plantea riesgos directos para la salud humana. Castillo et al. (2020) documentan que, en áreas de agricultura intensiva, el uso frecuente de pesticidas incrementa los niveles de metales como plomo (Pb) y mercurio (Hg) en el suelo. Estos elementos tóxicos pueden ser absorbidos por las plantas y, a través de la cadena alimentaria, llegar a los consumidores, aumentando el riesgo de enfermedades crónicas como el cáncer y problemas neurológicos. Esta situación es particularmente preocupante en regiones donde los agricultores no reciben asesoría técnica adecuada sobre el uso de pesticidas, lo que aumenta la exposición a metales pesados en toda la cadena productiva.

### **3.4. Riesgo de contaminación por metales pesados**

#### **3.4.1. En los sistemas agua de riego y suelo agrícola**

En el sistema de agua de riego, la Tabla 16 revela que el ICC del agua de riego son adecuados para el uso agrícola (ICC = 0,001). Sin embargo, Xiao y Li (2022) advierten que el riego con aguas residuales tratadas puede aumentar el contenido de metales pesados en el suelo, aunque en el corto plazo no resulta en contaminación significativa. De manera similar, Esmaeilzadeh y Mehdinia (2024) encontraron que los sedimentos en cuerpos de agua afectados por actividades humanas presentan altos niveles de metales como Pb y As, los cuales también pueden impactar el suelo agrícola. Por otro lado, Mancilla-Villa et al. (2020) detectaron niveles de Cd, Hg y Pb en aguas subterráneas de uso agrícola en Jalisco, México, los cuales podrían afectar tanto el rendimiento como la calidad de las cosechas. Además, Tademe y Tilahum (2024) encontraron concentraciones elevadas de Co y Cd en agua de riego en Etiopía, lo que representa un riesgo potencial para la salud del suelo y los cultivos a largo plazo. Pei et al. (2022) corroboran que el uso de aguas no convencionales en áreas mineras puede conllevar acumulación de metales en el suelo y cultivos, aunque en bajas concentraciones iniciales.

Sin embargo, en el sistema suelo agrícola (Tabla 16), el ICC del suelo (7,42) revela que en el CIFO UNHEVAL existe contaminación por metales pesados, atribuible a la proximidad de zonas urbanas y a deposiciones atmosféricas de actividades humanas. Andrade-Linarez et al. (2020) sostienen que la acumulación de Pb, As y Cd en suelos agrícolas deriva de la cercanía a fuentes contaminantes como la laguna de oxidación y el uso de aguas residuales, lo cual impacta negativamente la calidad y sostenibilidad del suelo agrícola, debido a la retención prolongada de estos metales tóxicos. Alnuwaiser (2022) resalta que la irrigación con aguas residuales incrementa elementos tóxicos como Cd, As y Mo, afectando la fertilidad y estructura biológica del suelo, mientras que Deng et al. (2024) subrayan que la deposición atmosférica contribuye a la bioacumulación de metales como Hg y Pb en cultivos como el trigo. Esto implica que tanto el suelo como la atmósfera son fuentes de metales pesados, cuya acumulación en productos agrícolas representa un riesgo ambiental y de salud significativo.

**Tabla 16***Índice de carga de contaminación para los sistemas agua de riego y suelo agrícola.*

<b>Sistema</b>	<b>Índice de carga de contaminación (ICC)</b>
Agua de riego	0,001
Suelos	7,42

El manejo agrícola intensivo depende en gran medida del uso de fertilizantes y pesticidas, lo que conduce a una acumulación significativa de metales pesados (MP) en el suelo a largo plazo. Mahlunghulu et al. (2023) reportaron una contaminación moderada por Cr, Ni, Zn y Pb en suelos de viñedos en Sudáfrica, así como niveles elevados de Cu en viñedos orgánicos, a pesar de la ausencia de pesticidas de cobre, lo que resalta el impacto de las prácticas agrícolas y la acumulación estacional de estos elementos. De manera similar, Deng et al. (2024) identificaron que tanto las características del suelo como el contenido de MP influyen en la absorción de Cd, Cu, Zn y Ni en cultivos de trigo, indicando que estos metales se transfieren fácilmente a las plantas desde suelos contaminados, afectando la calidad y seguridad de los alimentos.

En el contexto peruano, Espinoza y Peche (2024) hallaron concentraciones preocupantes de Cd (1677 mg/kg), Pb (13,297 mg/kg) y Cr VI (0,7833 mg/kg) en suelos de cultivos de papaya, reflejando el impacto de agroquímicos y la falta de prácticas de remediación en la región. Llanos-Zevallos et al. (2024) también reportaron altos niveles de Cd, Pb y Cu en suelos agrícolas en zonas de Churubamba y Pallanchacra, asociados a la influencia de la actividad minera y la escorrentía. Por último, Quispe-Quezada et al. (2023) documentaron que los suelos arcillosos en cultivos de palto presentan mayores concentraciones de Pb (49,23 mg/kg) y niveles de Cd (~0,33 mg/kg), lo cual podría atribuirse al uso de fertilizantes fosfóricos que contienen trazas de estos metales.

### **3.4.2. En especies vegetales del CIFO**

La tabla 17 indica que los niveles de metales pesados en las especies vegetales (EV) del CIFO presentan un índice de contaminación (PLI) de 1.23 y un índice de contaminación compuesto (ICC) de 1.70, ambos superiores a 1, lo que indica que hay una contaminación generalizada en las especies analizadas. Entre los metales evaluados, el zinc (Zn), manganeso (Mn) y plomo (Pb) presentan los

índices individuales de contaminación (Pi) más altos, lo que sugiere una acumulación significativa en comparación con el arsénico (As), cadmio (Cd) y mercurio (Hg), cuyos valores son bajos. Estos resultados evidencian una contaminación importante por Zn, Mn y Pb, lo que representa un posible riesgo para el ecosistema y la salud humana

Alengebawy et al. (2021) subraya que estos metales provocan estrés oxidativo y deficiencias nutricionales en las plantas, afectando la actividad enzimática y la integridad del ADN, resultando en daños celulares severos. Alnuwaiser (2022) menciona que el uso prolongado de aguas residuales contribuye a la acumulación de elementos tóxicos como Mo y Hg en suelos agrícolas, alterando sus propiedades físico-químicas y reduciendo la productividad del cultivo. Angon et al. (2024) destaca que la exposición continua a metales pesados en cultivos contamina la cadena alimentaria, representando un riesgo para la salud humana y ecosistemas debido a su persistencia en el ambiente.

**Tabla 17**

*Índices de contaminación por metales pesados (MP) en las especies cultivadas del CIFO.*

<b>MP</b>	<b>Índice de contaminación (Pi)</b>	<b>Nivel de contaminación (PLI)</b>	<b>ICC</b>
As	0,521		
Cd	0,07		
Cr	3,337		
Cu	5,84		
Hg	0,097	1,23	1,70
Mn	145,7		
Pb	11,79		
Zn	29,86		

Bhatia et al. (2015) señalan que la contaminación por metales pesados en cultivos cercanos a zonas urbanas se debe, principalmente, al uso de aguas residuales en el riego. Esto provoca la acumulación de metales como cadmio (Cd), plomo (Pb) y cobre (Cu) en el suelo y las plantas. La movilidad de estos metales hacia los tejidos comestibles de las plantas depende del factor de transferencia; el cadmio es el metal con mayor movilidad, afectando especialmente a cultivos como

okra, espinaca y coliflor. Además, el uso de fertilizantes fosfatados y la deposición de contaminantes desde la atmósfera son también fuentes significativas de metales pesados en los suelos agrícolas. El estudio resalta que el consumo de estos vegetales presenta un riesgo para la salud debido a los niveles preocupantes de plomo, particularmente en áreas cercanas a fuentes industriales.

### **3.5. Modelos de regresión en el sistema: Agua-Suelo-EV**

Las Tablas 18.1, 18.2 muestran el análisis de varianza (ANOVA) y los coeficientes de los modelos de regresión para varios metales pesados (arsénico, cadmio, cromo, cobre, mercurio, manganeso, plomo y zinc), evaluando la significancia de cada término y la colinealidad mediante el Factor de Inflación de Varianza (FIV). En general, los modelos tienen un  $R^2$  ajustado alto (0,98 o 0,99), lo que indica que explican casi toda la variabilidad de la concentración de metales en la planta. Sin embargo, se observan problemas de colinealidad para variables como "Agua", "Suelo \* Agua" y "Planta \* Agua", con valores de FIV extremadamente altos, lo que puede afectar la estabilidad de las estimaciones. La significancia estadística (valor p) varía entre los metales: términos como "Planta \* Suelo" y "Planta \* agua" son generalmente significativos ( $p < 0.05$ ), los que indican el impacto importante en la acumulación de metales. Por otro lado, "Agua" y "Suelo \* Agua" no son significativos en varios modelos ( $p > 0.05$ ), indicando una posible irrelevancia de estas variables

Debido a la alta colinealidad detectada se ajustó el modelo retirando aquellos factores que mostraron alto FIV, el cual debe ser menor de 10 (O'Brien, 2007; Dias & Castro, 2010). Una elevada colinealidad, dificulta la estimación precisa de los coeficientes. Este problema puede inflar el error estándar de los coeficientes, haciendo que las pruebas de significancia estadística sean menos confiables, tal como respaldan Brauner & Shacham (1998) y Dormann et al. (2013). En la Tabla 17, se observan los coeficiente y valores FIV ajustados, los cuales indican que los modelos no presentaran distorsiones para la predicción futura.

El mapa de calor del arsénico (Figura 12A) muestra que los niveles más altos de arsénico se concentran en la parte superior, donde el valor de "EV\*Agua" es alto, sugiriendo que la interacción "EV\*agua" favorece mayor absorción del metal, especialmente bajo riego intensivo. En contraste, al aumentar los valores de

"Suelo", la concentración de arsénico disminuye, alineándose con el coeficiente negativo del "Suelo" en el modelo, lo que indica menor absorción en suelos más ricos. Según Wei et al. (2020), Pei et al. (2022), Das et al. (2023) y Pugazhendhi et al. (2024) indican que la disponibilidad y absorción de arsénico en plantas depende del suelo (como el pH), uso de fertilizantes, agua contaminada y la fisiología vegetal.

El gráfico de cadmio (12B) evidencia que la interacción "EV\*Agua" influye positivamente en la concentración de cadmio, destacándose en los niveles superiores del gráfico, lo que coincide con su alto coeficiente en el modelo. En contraste, el factor "Suelo" muestra un efecto negativo, ya que la concentración de cadmio disminuye con niveles altos de suelo. La absorción de cadmio por las plantas depende principalmente del agua disponible, mientras que el contenido de suelo tiene menor influencia. Kaur et al. (2021) y Khatun et al. (2022) enfatizan que suelos con pH bajo y fertilización excesiva incrementan la disponibilidad de Cd. Khan et al. (2023) y Sharafi et al. (2022) destacan que el agua contaminada potencia la absorción de Cd por raíces, afecta la translocación y acumulación en tejidos.

El mapa de calor del cromo (Figura 7C) muestra una disminución en la concentración del metal a medida que aumenta "EV\*Agua", representada por tonos más oscuros. Esto indica que, a diferencia de otros metales, la interacción planta-agua diluye el cromo. El impacto del "Suelo" es mínimo, aunque se percibe una leve caída en la concentración con valores altos de "Suelo". Deng et al. (2024) y Abd-Elnabi et al. (2023) señalan que suelos con baja materia orgánica y aguas residuales contaminadas aumentan la disponibilidad de Cr. Gogoi et al. (2024) destaca que la translocación de Cr se ve afectada por la capacidad de defensa antioxidante de la planta.

**Tabla 18.1**

ANDEVA de la regresión y coeficientes del modelo para arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr) y cobre (Cu)

Fuente	gl	As		Cd		Cr		Cu	
		MC Ajust.	Valor p	MC Ajust.	Valor p	MC Ajust.	Valor p	MC Ajust.	Valor p
Regresión	5	0,103	0,000	0,001	0,000	0,002	0,000	22,494	0,000
Suelo	1	0,000	0,075	0,000	0,050	0,000	0,016	0,005	0,633
Agua	1	0,000	0,905	0,000	0,798	0,000	0,001	0,000	0,887
Suelo*Agua	1	0,000	0,124	0,000	0,021	0,000	0,198	0,000	0,921
Planta*suelo	1	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,035	9,448	0,000
Planta*agua	1	0,000	0,007	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,868
Error	13	0,000		0,000	0,000	0,000		0,019	
<b>Total</b>	<b>18</b>								
Término		Coef.	FIV	Coef.	FIV	Coef.	FIV	Coef.	FIV
Intercepción		1,073		0,1106		0,6342		2,2	
Suelo		-0,451	204,71	-0,301	271,95	-0,033	569,94	-0,13	239,06
Agua		9,50	<b>618,98</b>	-19,3	<b>303,3</b>	-446	<b>772,02</b>	-1195	<b>81055,53</b>
Suelo*Agua		-84,1	<b>730,58</b>	-1370	<b>393,78</b>	12,46	<b>709,64</b>	53,00	<b>93030,03</b>
Planta*suelo		0,5117	164,1	3,597	181,96	0,038	293,65	0,0652	13,12
Planta*agua		69,30	341,72	1643,0	256,29	652	461,6	14,20	1079,3
R <sup>2</sup> Ajustado		0,99		0,99		0,99		0,99	

Nota: Se excluyen a los FIV elevados del modelo final

**Tabla 18.2**

ANDEVA de la regresión y coeficientes del modelo para mercurio (Hg), manganeso (Mn), plomo (Pb) y zinc (Zn)

Fuente	gl	Hg		Mn		Pb		Zn	
		MC Ajust.	Valor p	MC Ajust.	Valor p	MC Ajust.	Valor p	MC Ajust.	Valor p
Regresión	5	0,024	0,000	302,295	0,000	0,027	0,000	607,55	0,000
Suelo	1	0,000	0,000	1,812	0,001	0,079	0,000	0,06	0,826
Agua	1	0,000	0,000	0,338	0,103	0,000	0,831	0,00	0,987
Suelo*Agua	1	0,000	0,216	0,231	0,171	0,000	0,927	0,23	0,668
Planta*suelo	1	0,000	0,000	33,798	0,000	0,017	0,000	6,88	0,031
Planta*agua	1	0,000	0,000	0,696	0,026	0,000	0,752	31,08	0,000
Error	13	0,000		0,110		0,000		1,18	0,000
<b>Total</b>	<b>18</b>								
Término		Coef.	FIV	Coef.	FIV	Coef.	FIV	Coef.	FIV
Intercepción		1,6025		9,39		1,5437		3,5	
Suelo		-3,566	1150,84	-0,0222	5,15	-0,040	25,25	0,048	<b>153,26</b>
Agua		-1664	<b>440,13</b>	-4740	103,56	-412,0	<b>424570,01</b>	1440	64,32
Suelo*Agua		764,00	<b>1460,59</b>	10,25	111,52	3,40	<b>75588,04</b>	-446	<b>171,23</b>
Planta*suelo		2,118	342,5	0,00212	35,76	0,026	119,21	0,0039	52,23
Planta*agua		974,80	371,64	145,7	35,67	217,00	141069,82	3233	43,44
R <sup>2</sup> Ajustado		0,99		0,99		0,98		0,99	

Nota: Se excluyen a los FIV elevados del modelo final

**Tabla 19.1**

ANDEVA definitivo de la regresión y coeficientes del modelo con fuentes excluidas para arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr) y cobre (Cu)

Fuente	gl	As		Cd		Cr		Cu	
		MC Ajust.	Valor p	MC Ajust.	Valor p	MC Ajust.	Valor p	MC Ajust.	Valor p
Regresión	3	0,172	0,000	0,001	0,000	0,004	0,000	37,487	0,000
Suelo	1	0,084	0,000	0,000	0,000	0,007	0,000	0,700	0,000
Planta*suelo	1	0,148	0,000	0,001	0,000	0,007	0,000	34,646	0,000
Planta*agua	1	0,000	0,294	0,000	0,230	0,000	0,642	0,196	0,004
Error	13	0,000		0,000		0,000		0,017	
<b>Total</b>	<b>18</b>								
Término		Coef.	FIV	Coef.	FIV	Coef.	FIV	Coef.	FIV
Intercepción		1,541		0,1528		0,533		1,624	
Suelo		-1,11	1,75	-0,7976	5,55	-0,061	4,40	-0,105	1,02
Planta*suelo		0,712	4,21	5,15	6,91	0,115	4,38	0,066	3,69
Planta*agua		3,01	3,36	60,9	2,33	-5,90	1,51	-15,620	3,71
R <sup>2</sup>		0,9985		0,998		0,993		0,997	
R <sup>2</sup> Ajustado		0,9982		0,998		0,991		0,997	

Nota: los valores de FIV indican baja colinealidad

**Tabla 19.2**

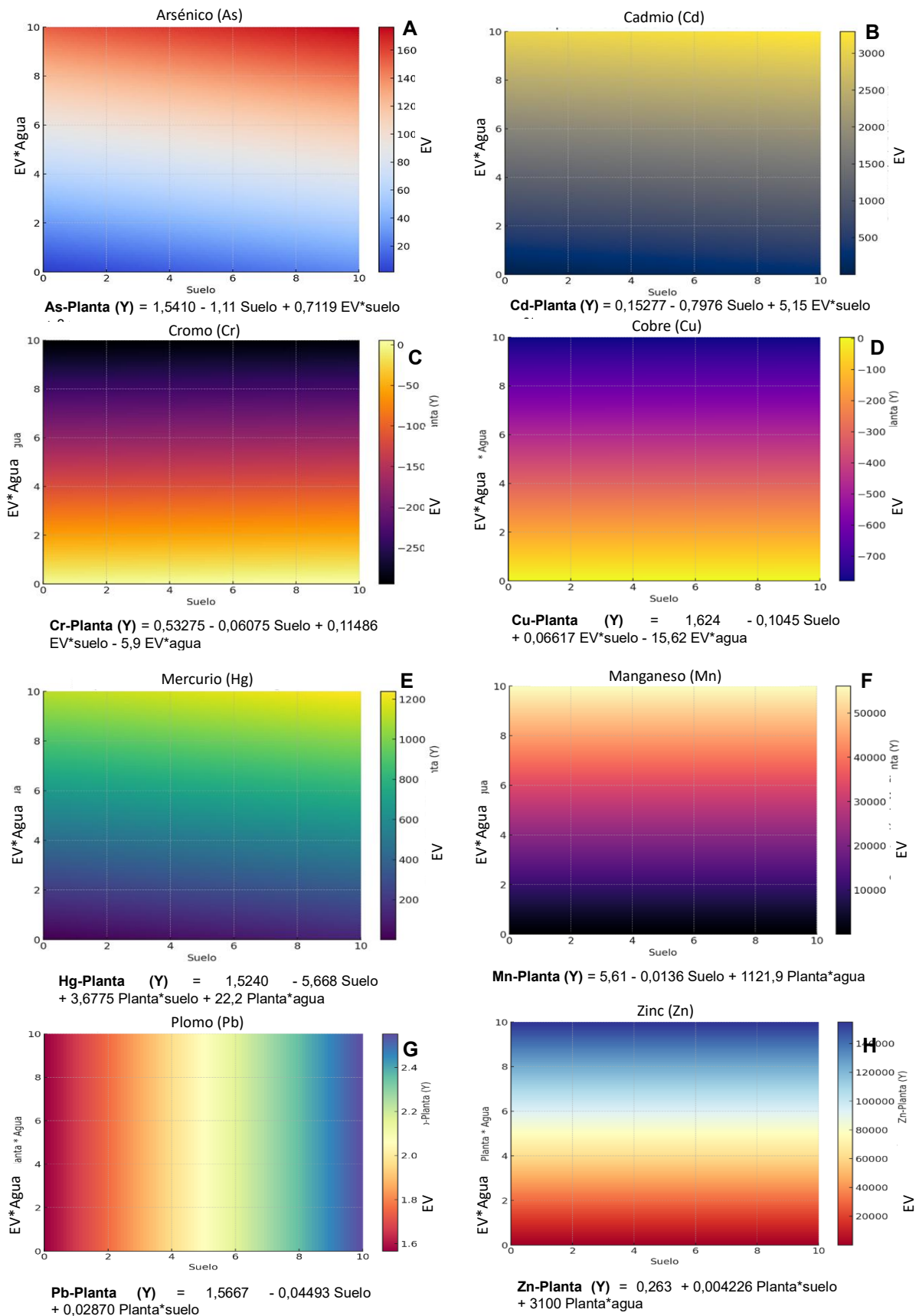
ANDEVA definitivo de la regresión y coeficientes del modelo con fuentes excluidas para mercurio (Hg), manganeso (Mn), plomo (Pb) y zinc (Zn)

Fuente	gl	Hg		Mn		Pb		Zn	
		MC Ajust.	Valor p	MC Ajust.	Valor p	MC Ajust.	Valor p	MC Ajust.	Valor p
Regresión	3	0,040	0,000	707,40	0,000	0,0642	0,000	1510,00	0,000
Suelo	1	0,068	0,000	2,90	0,501	0,1268	0,000	--	
Planta*suelo	1	0,119	0,000	--	--	0,1269	0,000	41,90	0,000
Planta*agua	1	0,000	0,291	1207,04	0,000	--	--	125,04	0,000
Error	13	0,000		6,13				2,07	
<b>Total</b>	<b>18</b>								
Término		Coef.	FIV	Coef.	FIV	Coef.	FIV	Coef.	FIV
Intercepción		1,524		5,61		1,567		0,263	
Suelo		-5,668	2,82	-0,0136	1,22	-0,045	19,80	--	--
Planta*suelo		3,6775	2,83	--	--	0,029	19,80	0,004	9,93
Planta*agua		22,2	1,01	1121,90	1,22	--	--	3100	9,93
R <sup>2</sup>		0,995		0,927		0,928		0,987	
R <sup>2</sup> Ajustado		0,995		0,927		0,928		0,987	

Nota: los valores de FIV indican baja colinealidad

Figura 12.

Mapas de Calor de los factores asociados a la bioacumulación de metales pesados en las plantas y modelos de predicción



El mapa de calor del cobre (Figura 12D) muestra que los niveles de cobre disminuyen cuando la interacción "Planta \* Agua" es alta, lo que concuerda con el coeficiente negativo observado. Asimismo, el aumento en los valores de "Suelo" se asocia con una leve reducción en la concentración de cobre, sugiriendo que su absorción puede estar limitada en suelos más fértiles. La disponibilidad de cobre disminuye en suelos fértiles y húmedos, influenciada por el pH del agua y la interacción con elementos como arsénico (Kader et al., 2018). La actividad microbiana y el riego también reducen la movilidad del cobre, limitando su absorción por plantas (Tom-Petersen et al., 2004; Salam & El-Fadel, 2008; Vogeler et al., 2008).

El gráfico de mercurio (Figura 12E) muestra un aumento claro en la concentración del metal con valores altos de "Planta \* Agua", reflejado en los tonos más claros en la parte superior. Esto indica que el mercurio es especialmente sensible a la disponibilidad de agua, favoreciendo su absorción por la planta. En cambio, el efecto del "Suelo" es negativo: la concentración disminuye con valores altos, lo que sugiere que suelos más secos o menos fértiles reducen la absorción de mercurio. El incremento en la absorción de mercurio por las plantas cuando hay abundante agua concuerda con estudios recientes que señalan una mayor captación del metal por las raíces y su posterior traslado a las partes aéreas en ambientes húmedos (Meng et al., 2018). Por otro lado, suelos menos fértiles o secos limitan esta absorción, reduciendo la transferencia de mercurio hacia la planta (Hussain et al., 2022).

El mapa de calor del manganeso (Figura 12F) destaca una fuerte relación con "Planta \* Agua", mostrando un notable aumento en las concentraciones hacia la parte superior del gráfico, lo que refleja el alto impacto de este factor en el modelo. En contraste, el efecto del "Suelo" es mínimo, lo que indica que la absorción de manganeso depende principalmente de la disponibilidad de agua. La absorción de manganeso se incrementa considerablemente con mayor disponibilidad de agua, según estudios que destacan una absorción más eficiente del metal bajo riego constante (Khoshru et al., 2023). En contraste, la baja fertilidad del suelo restringe la absorción de manganeso, lo que afecta tanto su transporte como su acumulación en la planta (Sparrow & Uren, 2014; Hundal et al., 2019; Alejandro et al., 2020).

El gráfico del plomo (Figura 12G) muestra un ligero aumento en la concentración con la interacción "Planta \* Suelo", reflejado en tonos más claros hacia la derecha. El coeficiente positivo sugiere que la planta tiende a acumular más plomo en suelos fértiles o cuando su capacidad de absorción es mayor. En cambio, los cambios en "Suelo" tienen un impacto mínimo. El ligero aumento de la concentración de plomo asociado con la interacción "Planta \* Suelo" coincide con estudios recientes que indican mayor absorción de plomo en suelos fértiles, debido a la elevada capacidad de intercambio catiónico (Shi et al., 2021). La acumulación del metal ocurre principalmente en las raíces y es menos significativa en las partes aéreas de la planta (Li et al., 2007; Fahr et al., 2013; Kushwaha et al., 2018).

El mapa de calor del zinc (Figura 12H) revela un fuerte aumento en la concentración cuando "Planta \* Agua" es alto, reflejado en tonos claros en la parte superior del gráfico. Esto coincide con el elevado coeficiente de este término, indicando que la disponibilidad de agua es clave para la absorción de zinc. El impacto de "Suelo" es menor, pero se observa un pequeño incremento en la concentración de zinc con valores más altos de "Suelo". La absorción de zinc se intensifica notablemente cuando hay abundante disponibilidad de agua, coincidiendo con estudios previos que evidencian mayor absorción en condiciones húmedas (Mandal et al., 2000). El riego favorece la movilidad del zinc en el suelo, facilitando su absorción por la planta (Kaur et al., 2021). Por otro lado, aunque el efecto del suelo es menos significativo, su fertilidad contribuye de forma modesta al aumento del zinc disponible (Obrador et al., 2003; Preetha & Stalin, 2014).



*Vista del riego por gravedad del agroecosistema*



*Vista panorámica del agroecosistema en el CIFO*

## CONCLUSIONES

El análisis del agua de riego muestra que los niveles de metales pesados no superaron estadísticamente la ECA agua del MINAM. Sin embargo, el cobre (Cu) y el plomo (Pb) exhiben alta variabilidad, reflejando posibles fuentes intermitentes de contaminación, como la escorrentía de pesticidas y fertilizantes químicos.

En el suelo agrícola, se comprueba que existe contaminación para los metales cromo (Cr), cobre (Cu), manganeso (Mn) y zinc (Zn) superaron estadísticamente los niveles de referencia establecidos por estándares ambientales del MINAM, lo que sugiere una acumulación persistente relacionada con el uso de fertilizantes y residuos industriales. Por otro lado, se destaca las correlaciones positivas entre metales pesados As y Hg, Cr y Mn, Pb y Mn, Pb y Zn, así también con las propiedades del suelo como Pb y Ao, y Mn y Na.

Las especies vegetales analizadas presentan altos niveles de metales pesados en su composición química que sobrepasan significativamente los LMC para Mn, Pb, Hg, As y Cd (en hojas), los cuales se atribuyen su absorción por vía radicular y se translocan a los tejidos de la planta, afectando procesos como la fotosíntesis y la absorción de nutrientes, lo que disminuye la productividad y calidad de los cultivos.

El agroecosistema del CIFO no presenta contaminación en el agua de riego, ya que reporta un ICC  $< 1$ , en cambio, en el suelo agrícola y especies vegetales, según los índices PLI e ICC  $> 1$ , el cual indica contaminación por metales pesados.

Los modelos predictivos generados fueron evaluados para cada metal pesado usando mapas de calor, los cuales muestran que la absorción de metales por las plantas está significativamente influenciada por la interacción de factores como la disponibilidad de agua y las propiedades del suelo, observándose una variabilidad notable según el tipo de metal. Para la mayoría de los metales analizados, una

mayor disponibilidad de agua se relaciona con un incremento en la absorción, mientras que la influencia del suelo resulta menos determinante, especialmente en suelos más fértiles o con bajo contenido de materia orgánica.

En particular, para el arsénico, cadmio, mercurio, manganeso y zinc, la disponibilidad de agua es el factor predominante que potencia su absorción, especialmente bajo riego intensivo. Por el contrario, metales como el cromo y el cobre presentan una respuesta inversa, con una reducción en su absorción cuando la interacción "EV\*Agua" es alta, posiblemente debido a procesos de dilución o a la disminución de su biodisponibilidad en suelos húmedos.

## REFERENCIAS

- Abd-Elnabi, M. K., Elkaliny, N. E., Elyazied, M. M., Azab, S.H., Elkhalifa, S.A., Elmasry, S., Mouhamed, M.S., Shalamesh, E.M.; Alhoriény, N.A.; Abd Elaty, A.E.; et al. Toxicity of heavy metals and recent advances in their removal: A Review. *Toxics*, 11, 580. DOI: 10.3390/toxics11070580
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades [ATDSR] (2007). Resumen de salud pública – Arsénico. Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU [https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es\\_phs2.pdf](https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs2.pdf)
- Alejandro, S., Höller, S., Meier, B., & Peiter, E. (2020). Manganese in Plants: From Acquisition to Subcellular Allocation. *Frontiers in Plant Science*, 11. DOI: 10.3389/fpls.2020.00300.
- Alengebawy, A., Abdelkhalek, S.T., Qureshi, S.R., Wang, M.-Q. (2021). Heavy Metals and Pesticides Toxicity in Agricultural Soil and Plants: Ecological Risks and Human Health Implications. *Toxics*, 9, 42. <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>
- Alloway, B.J. (2013). *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability* (3<sup>a</sup> ed.). Springer, Reading. DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7
- Alnuwaiser, M. A. (2022). Evaluation of Heavy Metals in Soil Wastewater Stream. *Hindawi, International Journal of Analytical Chemistry*, 1-11 DOI: 10.1155/2022/2522840
- Alsafran, M., Saleem, M. H., Al Jabri, H., Rizwan, M. & Usman, K. (2023). Principles and applicability of integrated remediation strategies for heavy metal removal/recovery from contaminated environments. *Journal of Plant Growth Regulation*. 42, 3419–3440. DOI: 10.1007/s00344-022-10803-1

- Anaya-Raymundo, M. A., Rangel-Morales, F. M., Iannacone-Óliver, J. A., Romero-Echevarría, L. M. (2022). Metales pesados en hortalizas y suelos agrícolas irrigados con aguas superficiales: una revisión sistemática. *IDESIA*, 40(3), 33-41. DOI: 10.4067/S0718-34292022000300033
- Andrade-Linarez, K., Castillo-Coaquira, I., Quispe-Riquelme, R. (2020). Determinación de metales pesados en suelos agrícolas y suelos para cultivo de *Solanum tuberosum* de la bahía interior de Puno. *Investigación & Desarrollo*, 20(1), 147 – 153. DOI: 10.23881/idupbo.020.1-11i
- Angon, P. B., Islam, Md. S., Shreejana, K. C., Das, A., Anjum, N., Poudel, A., Suchi, S. A. (2024). Sources, effects and present perspectives of heavy metals contamination: Soil, plants and human food chain. *Heliyon*, 10, e28357. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e28357
- Barraza, F.; Maurice, L.; Uzu, G.; Becerra, S.; López, F.; Ochoa-Herrera, V.; Ruales, V.; Schreck, E. 2018. Distribution, contents and health risk assessment of metal(loid)s in small-scale farms in the Ecuadorian Amazon: An insight into impacts of oil activities. *Science of the Total Environment* 622-623: 106-120. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.246
- Bazán, R. (2017). *Manual de procedimientos de los análisis de suelos y agua con fines de riego*. INIA. <https://hdl.handle.net/20.500.12955/504>
- Bell, L., DiGangi, J. y Weinberg, J. (2014). *Introducción a la contaminación por mercurio y al convenio de Minamata sobre mercurio para las ONG*. IPEN. [https://ipen.org/sites/default/files/documents/ipen-booklet-hg-update-v1\\_6a-es-web.pdf](https://ipen.org/sites/default/files/documents/ipen-booklet-hg-update-v1_6a-es-web.pdf)
- Berni, R., Luyckx, M., Xu, X., Legay, S., Sergeant, K., Hausman, J., Lutts, S., Cai, G., & Guerriero, G. (2019). Reactive oxygen species and heavy metal stress in plants: Impact on the cell wall and secondary metabolism. *Environmental and Experimental Botany*, 161, 98-106. DOI: 10.1016/J.ENVEXPBOT.2018.10.017.
- Bhatia, A., Singh, S. & Kumar, A. (2015). Heavy metal contamination of soil, irrigation water and vegetables in peri-urban agricultural areas and markets

of Delhi. *Water Environ. Res.*, 87(11):2027-2034. DOI: 10.2175/106143015X14362865226833

Brauner, N., & Shacham, M. (1998), Considering Numerical Error Propagation In Modeling And Regression Of Data Paper presented at 1998 Annual Conference, Seattle, Washington. DOI: 10.18260/1-2--6982

Cala, V. & Kunimine, Y. (2003). Distribución de plomo en suelos contaminados en el entorno de una planta de reciclaje de baterías ácidas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 19(3), 109-115. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37019301>

Castillo, B., Ruiz, J., Manrique, M. A. L. y Pozo, C. (2020). Contaminación por plaguicidas agrícolas en los campos de cultivos en Cañete (Perú). *Revista ESPACIOS*, 41(10): 11-22. <http://bdigital2.ula.ve:8080/xmlui/654321/9010>

Chen, S. & Ding, Y. (2023). Tackling heavy metal pollution: evaluating governance models and frameworks. *Sustainability*, 15, 15863. DOI: 10.3390/su152215863

Choquehuanca, J. y Trujillo, N. M. (2023). *Determinación de metales pesados en agua de puquio utilizado en regadío de sembríos en el distrito de Pachangara – Oyón, 2022*. [Tesis de pregrado, Universidad Roosevelt]. <https://hdl.handle/20.500.14140/1621>

Choppala, G. Bolan, N. & Jin-Hee, P. (2013). Chromium Contamination and Its Risk Management in Complex Environmental Settings. *Advances in Agronomy*, 120, 129–172. DOI:10.1016/B978-0-12-407686-0.00002-6

Chowdhury, S., Mazumber, M. A. J., Al-Attas, O. & Husain, T. (2016). Heavy metals in drinking water: Occurrences, implications, and future needs in developing countries. *Science of The Total Environment*, 569–570, 476-488. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.166

Covarrubias, S.A., y Peña-Cabriales, J.J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7-21. DOI: 10.20937/RICA.2017.33.esp01.01.

- Das, T. K. & Poater, A. Review on the use of heavy metal deposits from water treatment waste towards catalytic chemical syntheses. *Int. J. Mol. Sci.*, 22, 13383. DOI: 10.3390/ijms222413383
- Das, K. & Roychoudhury, R. (2014). Reactive oxygen species (ROS) and response of antioxidants as ROS-scavengers during environmental stress in plants. *Frontiers in Environmental Science*, 2. DOI: 10.3389/fenvs.2014.00053.
- Das, S., Sultana, K. W., Ndhala, A. R., Mondal, M. & Chandra, I. (2023). Heavy metal pollution in the environment and its impact on health: exploring green technology for remediation. *Environmental Health Insights*, 17: 1–10. DOI: 10.1177/11786302231201259
- Deng, Q., Sun, Z., Zhang, L., Zhang, Y., Zhou, L., Yang, J., Sun, G., Lu, C. (2024). Transport characteristics of heavy metals in the soil-atmosphere-wheat system in farming areas and development of multiple linear regression predictive model. *Sci Rep* 14, 17322. DOI: 10.1038/s41598-024-68440-5
- Dias, J & Castro, J. (2010). The corrected VIF (CVIF). *Journal of Applied Statistics*, 38(7), 1499–1507. <https://doi.org/10.1080/02664763.2010.505956>
- Díaz Aguilar, I., Larqué Saavedra, M. U., Alcántar González, G., Vázquez Alarcón, A., González-Cossio, F. V., Carrillo González, R. (2001). Acumulaciones toxicas de níquel en el crecimiento y la nutrición de trigo. *Terra Latinoamericana*, 19 (3), 199-209. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57319301>
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., García-Márquez, J. R., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B. & Skidmore, A. K. (2013). *Ecography*, 36, 27–46. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x.
- Damaris Zurell and Sven Lautenbach Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance.
- Duffus, J. H. (2002). Heavy metals - A meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 74(5), 793-807. DOI: 10.1351/pac200274050793.

- Espinoza, C y Peche, J. (2024). Contaminación de suelos por uso de agroquímicos en cultivos de papaya (*Carica papaya*), Picota, Perú. *Agroind. sci.* 14(1): 7-13. DOI: DOI: 10.17268/agroind.sci.2024.01.01
- Esmailzadeh, M. & Mehdinia, A. Origin and comprehensive risk assessment of heavy metals in surface sediments along the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 205, 116587. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2024.116587
- Fahr, M., Laplaze, L., Bendaou, N., Hocher, V., El-Mzibri, M., Bogusz, D. Smouni, A. (2013). Effect of lead on root growth. *Front. Plant Sci.*, 3, DOI: 10.3389/fpls.2013.00175
- FAO. (1985). *Guidelines: Land evaluation for irrigated agriculture*. Bulletin, 55. <https://www.fao.org/4/x5648e/x5648e00.htm>
- Ferré-Huguet, N. Schuhmacher, M., Llobet, J. M. & Domingo, J. L. (2007). Metales pesados y salud. *Mapfre Seguridad*, 108. 50-58. <https://app.mapfre.com/ccm/content/documentos/fundacion/prev-ma/revista-seguridad/n108-programa-hra-metales-pesados.pdf>
- Fulke, A. B., Ratanpal, S. & Sonker, S. (2024). Understanding heavy metal toxicity: Implications on human health, marine ecosystems and bioremediation strategies. *Marine Pollution Bulletin*, 206,116707. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2024.116707
- Galagarza, O. A., Ramirez-Hernandez, A., Oliver, H. F., Álvarez-Rodríguez, M. V., Valdez-Ortiz, M. d. C., Pachari-Vera, E., Cereceda, Y., Diaz-Valencia, Y. K. & Deering, A. J. Occurrence of chemical contaminants in Peruvian produce: a food-safety perspective. *Foods*, 10, 1461. DOI: 10.3390/foods10071461
- García-Carrillo, M., Serna-Cueto, A. L., De La Fuente-Salcido, N. M., Valencia-Castro, C. M. (2018). Estudio de absorción, acumulación y potencial para la remediación de suelo contaminado por níquel usando *Ambrosia ambrosioides*. *Investigación y Desarrollo en Ciencia y Tecnología de Alimentos*, 3, 708-713. <https://www.researchgate.net/publication/344588861>
- Gjoka, F., Felix-Henningsen, P., Wegener, H., Salillari, I. & Beqiraj, A. (2010). Heavy metals in soils from Tirana (Albania). *Environmental Monitoring and Assessment*, 172 (1-4), 517-527. DOI: 10.1007/s10661-010-1351-5

- Ghughe, S. A., Nikalje, G. C., Kadam, U. S., Suprasanna, P. & Hong, J. C. (2023). Comprehensive mechanisms of heavy metal toxicity in plants, detoxification, and remediation. *Journal of Hazardous Materials*, 450,131039. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.131039
- Gogoi, B., Acharjee, S. A., Bharali, P., Sorhie, V., Walling, B. & Alemtoshi (2024). A critical review on the ecotoxicity of heavy metal on multispecies in global context: A bibliometric analysis. *Environmental Research* 248, 118280. DOI: 10.1016/j.envres.2024.118280
- Hernández, M., Sanz, L., & Mancebo, J. (2014). Tratamiento de bajo coste para aguas contaminadas por actividades mineras. *Diseño y Tecnología para el Desarrollo*, 1, 131-146. [https://oa.upm.es/44286/1/INVE\\_MEM\\_2014\\_238768.pdf](https://oa.upm.es/44286/1/INVE_MEM_2014_238768.pdf)
- Hernández, S., Gómez, A., Juárez, P., & Hernández, G. (2017). Determinación de hierro y manganeso en el agua subterránea del municipio de Apan, Hidalgo, México. *REAXXION: ciencia y tecnología universitaria*. (5), 1-6. <http://reaxion.utleon.edu.mx/Numero-13-Reaxion-1.pdf>
- Hierro, A., López, M., & Palet, C. (2017). Tratamiento de aguas contaminadas con plomo (II) mediante una técnica en continuo de bioadsorción en Columna de Corcho. [Tesis de pregrado, Universidad Autónoma de Barcelona]. [https://ddd.uab.cat/pub/tfg/2017/190174/TFG\\_BelaireJacobs.pdf](https://ddd.uab.cat/pub/tfg/2017/190174/TFG_BelaireJacobs.pdf)
- Hundal, H. S., Singh, K., & Singh, D. (2019). *Geochemistry of manganese in neutral to alkaline soils of Punjab, northwest India and its availability to wheat and rice plants. Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1–12. DOI:10.1080/00103624.2019.1574810
- Hussain, S., Yang, J., Hussain, J., Sattar, A. and Ullah, S., Hussain, I., Ur Rahman, S., Zandi, P., Xia, X. & Zhang, L. (2022). Mercury fractionation, bioavailability, and the major factors predicting its transfer and accumulation in soil–wheat systems. *Science of The Total Environment*, 847, 157432. DOI: 10.2139/ssrn.4022390

- Jalmi, S., Bhagat, P., Verma, D., Noryang, S., Tayyeba, S., Singh, K., Sharma, D., & Sinha, A. (2018). Traversing the Links between Heavy Metal Stress and Plant Signaling. *Frontiers in Plant Science*, 9. DOI: 10.3389/fpls.2018.00012.
- Jia, X., Fu, T., Hu, B., Shi, Z., Zhou, L., Zhu, Y. (2023). Identification of the potential risk areas for soil heavy metal pollution based on the source-sink theory. *Journal of Hazardous Materials*, 393, 122424. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122424
- Joshi, S., Gangola, S., Bhandari, G., Bhandari, N. S., Nainwal, D., Rani, A., Malik, S. & Slama, P. (2023). Rhizospheric bacteria: the key to sustainable heavy metal detoxification strategies. *Front. Microbiol.*, 14, 1229828. DOI: 10.3389/fmicb.2023.1229828
- Kader, M., Lamb, D. T., Wang, L., Megharaj, M., & Naidu, R. (2018). Copper interactions on arsenic bioavailability and phytotoxicity in soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 738–746. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.11.025
- Kaur, M., Sharma, A. & Aditya. (2021). A review on heavy metal accumulation and toxicity in biotic and abiotic components. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 889, 012062. DOI 10.1088/1755-1315/889/1/012062
- Khan, I. U., Qi, S.-S., Gul, F., Manan, S., Rono, J. K., Naz, M., Shi, X.-N., Zhang, H., Dai, Z.-C., Du, D.-L. (2023). A Green Approach Used for Heavy Metals Phytoremediation' Via Invasive Plant Species to Mitigate Environmental Pollution: A Review. *Plants*, 12, 725. DOI: 10.3390/plants12040725
- Khatun, J., Intekhab, A. & Dhak, D. (2022). Effect of uncontrolled fertilization and heavy metal toxicity associated with arsenic (As), lead (Pb) and cadmium (Cd), and possible remediation. *Toxicology*, 477, 153274. DOI: 10.1016/j.tox.2022.153274
- Khoshru, B., Mitra, D., Nosratabad, A., Reyhanitabar, A., Mandal, L., Farda, B., Djebaili, R., Pellegrini, M., Guerra-Sierra, B., Senapati, A., Panneerselvam, P., & Mohapatra, P. (2023). Enhancing Manganese Availability for Plants through Microbial Potential: A Sustainable Approach for Improving Soil Health and Food Security. *Bacteria*. DOI: 10.3390/bacteria2030010.

- Kim, H.; Kim, Y.; Seo, Y. 2015. An Overview of Carcinogenic Heavy Metal: Molecular Toxicity Mechanism and Prevention. *Journal of Cancer Prevention* 20(4): 232-240. DOI: 10.15430/JCP.2015.20.4.232.
- Kushwaha, A., Hans, N., Kumar, S., & Rani, R. (2018). A critical review on speciation, mobilization and toxicity of lead in soil-microbe-plant system and bioremediation strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 1035–1045. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.09.049
- Lara-Trejo, Z. y Gaytán-Oyarzún, J. C. (2024). Metales pesados y metaloides de interés toxicológico en el estado de Hidalgo, México. *Publicación Semestral Páidi*, 12(24), 1-9. DOI: 10.29057/icbi.v12i24.12021
- Li, J. X., Yang, X. E., He, Z. L., Jilani, G., Sun, C. Y., & Chen, S. M. (2007). Fractionation of lead in paddy soils and its bioavailability to rice plants. *Geoderma*, 141(3-4), 174–180. DOI: 10.1016/j.geoderma.2007.05.006
- Llanos-Zevallos, M., Muñiz-Paucarmayta, M. H., Muñiz-Paucarmayta, A. A., Vílchez-Ochoa, G. L. y Cotrina-Cabello, G. G. (2024). Contaminación por metales pesados de microcuenca del río Alto Huallaga y suelos agrícolas. *ALFA*, 8(22): 41-48. DOI: 10.33996/revistaalfa.v8i22.246
- Mahlungulu, A., Kambizi, L., Akinpelu, E. A., Nchu, F. (2023). Levels of heavy metals in grapevine soil and leaf samples in response to seasonal change and farming practice in the Cape Winelands. *Toxics*, 11, 193. DOI: 10.3390/toxics11020193
- Mancila-Villa, O. R., Anzaldo-Cortés, B. N., Guevara-Gutiérrez, R. D. Hernández-Vargas, O., Ortega-Escobar, H. M., Flores-Magdaleno, H., Can-Chulim, A., Olguín-Lopez, J. L., Mendoza-Saldivar, I., Sánchez-Bernal, E. I., Cruz-Crespo, E. & Barreto-García, O. A. (2020). Metales pesados, arsénico y boro en agua de riego subterránea en Zacoalco de Torres y Autlán de Navarro, Jalisco. *Agrociencia*, 54(8): 995-1007. DOI: 10.47163/agrociencia.v54i8.2298
- Mahler, R. L. (2003). *General overview of nutrition for field and container crops*. In: Riley, L. E.; Dumroese, R. K.; Landis, T. D. National Nursery Proceedings, 26-29. <https://rngr.net/publications/proceedings/2003/PDF.2004-06-08.5036/>

- Mandal, B., Hazra, G. C., & Mandal, L. N. (2000). Soil Management Influences on Zinc Desorption for Rice and Maize Nutrition. *Soil Science Society of America Journal*, 64(5), 1699. DOI:10.2136/sssaj2000.6451699x
- Mansoor, S., Wani, O., Lone, J., Manhas, S., Kour, N., Alam, P., Ahmad, A., & Ahmad, P. (2022). Reactive Oxygen Species in Plants: From Source to Sink. *Antioxidants*, 11. DOI: 10.3390/antiox11020225.
- Martin, T. D., Brockhoff, C. A., Creed, J. T. & EMMC Methods Work Group (1994). *Metodo 200.7: Determination of metals and trace elements in water and wastes by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry*. Environmental Monitoring Systems Laboratory. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/epa-200.7.pdf>
- Masters, G. M. y Ela, W. P. (2008). *Introducción a la ingeniería medioambiental*. (3ª ed). PEARSON Prentice Hall.
- Meharg, A. A. & Fang-Jie, Z. (2012). *Arsenic & Rice*. Springer. DOI:10.1007/978-94-007-2947-6
- Mendiola, L. P. (2015). Límites máximos permisibles de agua en la actividad minera y realidad hidrológica del Perú. *Vox Juris*,30(2), 279-287. <https://hdl.handle.net/20.500.12727/1564>
- Meng, B., Li, Y., Cui, W., Jiang, P., Liu, G., Wang, Y., ... Cai, Y. (2018). Tracing the Uptake, Transport, and Fate of Mercury in Sawgrass (*Cladium jamaicense*) in the Florida Everglades Using a Multi-isotope Technique. *Environmental Science & Technology*, 52(6), 3384–3391. DOI: 10.1021/acs.est.7b04150
- Miller, G., Shulaev, V., & Mittler, R. (2008). Reactive oxygen signaling and abiotic stress. *Physiologia plantarum*, 133 (3), 481-489. DOI: 10.1111/j.1399-3054.2008.01090.x.
- MINAM. (2017). *Estándares de Calidad Ambiental*. SINIA. <https://sinia.minam.gob.pe/normas/estandares-calidad-ambiental>
- Montalvo, C., Aguilar, C., Argaes, J., Cerón, R., Cerón, J., Amador, L., y Ramírez, M. (2018). Cuantificación de los niveles de metales pesados en el Río Palizada. En J. Villegas, & R. M. Cerón, *Análisis del espacio urbano y sus*

- consecuencias ambientales en la Región de la Laguna de Términos* (pp. 181-213). Universidad Autónoma de Campeche. <https://www.researchgate.net/publication/326812827>
- Munir, M. A. M., Liu, G., Yousaf, B., Ali, M. U., Cheema, A. I., Rashid, M. S. & Rehman, A. (2020) Bamboo-biochar and hydrothermally treated-coal mediated geochemical speciation, transformation and uptake of Cd, Cr, and Pb in a polymetal(oid)s-contaminated mine soil. *Environmental Pollution*, 265, 114816. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114816.
- Nordberg, G., & Sunderman, F. (2012). *Metales: propiedades químicas y toxicidad*. En G. Nordberg. Enciclopedia de salud y seguridad en el trabajo. (p. 75). Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo. <https://www.insst.es/documents/94886/162520/Cap%C3%ADtulo+63.+Metales+propiedades+qu%C3%ADmicas+y+toxicidad>
- O'brien, R. M. (2007). A Caution Regarding Rules of Thumb for Variance Inflation Factors. *Quality & Quantity*, 41(5), 673–690. DOI:10.1007/s11135-006-9018-6
- Obrador, A., Novillo, J., & Alvarez, J. (2003). Mobility and Availability to Plants of Two Zinc Sources Applied to a Calcareous Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 67, 564-572. DOI: 10.2136/SSSAJ2003.5640.
- Oyarzum, R., Higuera, P. y Lillo, J. (2011). Minería ambiental: una introducción a los impactos y su remediación. Ediciones GEMM. <https://hdl.handle.net/20.500.14352/46759>
- Pattee, O. H. & Pain, D. J. (2002). Lead in the environment. In D. J. Hoffman, B. A. Rattner, G. A. Burton Jr, J. Cairns Jr. *Handbook of Ecotoxicology*. (2ª ed). (pp. 372-408). Lewis Publishers. DOI: 10.1201/9781420032505
- Panduro-Tenazoa, N. M., Vega-Jara, L., Ramírez-Flores, N., y Herrera-Veramendi, R. E. (2021). Absorción de nutrientes y metales pesados del cultivo de camu camu en un entisol de Yarinacocha. UNHEVAL. <https://www.unheval.edu.pe/portal/wp-content/uploads/2021/06/Panduro-Vega-Jara-Ramirez-Herrera-2021.pdf>

- Pei, L., Wang, C. & Sun, L. (2022). Effects of Unconventional Water Agricultural Utilization on the Heavy Metals Accumulation in Typical Black Clay Soil around the Metallic Ore. *Toxics*, 10, 476. DOI: 10.3390/toxics10080476
- Piedra-Marín, G. (2019). Zinc, un elemento químico muy versátil. *Revista de Química*, 33(1-2), 10-11. <https://revistas.pucp.edu.pe/index.php/quimica/article/view/21431>
- Preetha, P., & Stalin, P. (2014). Different forms of Soil Zinc - their Relationship with Selected Soil Properties and Contribution towards Plant Availability and Uptake in Maize Growing Soils of Erode District, Tamil Nadu. *Indian journal of science and technology*, 7, 1018-1025. <https://doi.org/10.17485/IJST/2014/V7I7/47689>
- Priya, A.K., Muruganandam, M., Ali, S.S., Kornaros, M. (2023). Clean-up of heavy metals from contaminated soil by phytoremediation: A Multidisciplinary and eco-friendly approach. *Toxics*, 11, 422. DOI: 10.3390/toxics11050422
- Pugazhendhi, A., Govindasany, C. & Sharma, A. (2024). Heavy metal accumulation in root and shoot tapioca plant biomass grown in agriculture land situated around the magnesite mine tailings. *Environmental Research*, 257, 119287. DOI: 10.1016/j.envres.2024.119287
- Quispe-Quezada, U. R., Quispe-Rodríguez, J., Casas-Reátegui, R., Humani-Urpe, I. L., Hinojosa-Benavides, R. A. (2023). Concentración de metales pesados en cultivares de Persea americana, Luricocha, Huanta. *ALFA*, 7(20): 376-385. DOI: 10.33996/revistaalfa.v7i20.222
- Raj, K. & Prasad-Das, A. (2023). Lead pollution: Impact on environment and human health and approach for a sustainable solution. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 5: 79–85. DOI: 10.1016/j.eneco.2023.02.001
- Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O. E., Díaz-Lagos, M., y González, E. E. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Revista Ingeniería Investigación y Desarrollo*, 16 (2), 66-77. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6096110>

- Rodríguez-Serrano, M.; Martínez-de la Casa, N., Romero-Puertas, M. C., Río, L. A. del; Sandalio, L.M. (2008). Toxicidad del Cadmio en Plantas. *Ecosistemas*, 17 (3), 139-146. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=54017106014>
- Salah, Y. B., Oudadesse, H., Lefeuvre, B., Tounsi, S. & El Feki, H. (2021). Purified monoammonium phosphate fertilizer promotes the yield and reduces heavy metals accumulation in tomato (*Lycopersicon esculentum* L.). *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 19, 1753–1764. DOI: 10.1007/s13762-021-03223-3
- Salam, D., & El-Fadel, M. (2008). Mobility and Availability of Copper in Agricultural Soils Irrigated from Water Treated with Copper Sulfate Algacide. *Water, Air, and Soil Pollution*, 195(1-4), 3–13. DOI:10.1007/s11270-008-9722-z
- Seleiman, M. F. & Kheir, A. M. S. (2018). Maize productivity, heavy metals uptake and their availability in contaminated clay and sandy alkaline soils as affected by inorganic and organic amendments. *Chemosphere*, 204, 514-522. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.073>
- SENAMHI (2021). *Climas del Perú – Mapa de Clasificación Climática Nacional*. <https://www.senamhi.gob.pe/?p=mapa-climatico-del-peru>
- Sewelam, N., Kazan, K., & Schenk, P. (2016). Global Plant Stress Signaling: Reactive Oxygen Species at the Cross-Road. *Frontiers in Plant Science*, 7. DOI: 10.3389/fpls.2016.00187.
- Schützendübel, A., y Polle, A. (2002). Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. *Journal of Experimental Botany*, 53(372), 1351-1365. DOI: 10.1093/jexbot/53.372.1351.
- Sharafi et al., (2022). Investigation of health risk assessment and the effect of various irrigation water on the accumulation of toxic metals in the most widely consumed vegetables in Iran. *Sci Rep.*, 12, 20806. DOI:10.1038/s41598-022-25101-9
- Shi, J., Xu, Q., Zhou, Z., Wu, X., Tong, J., Cai, Q., ... Shi, J. (2021). Controlling Factors and Prediction of Lead Uptake and Accumulation in Various Soil–Pepper Systems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(5), 1443–1451. DOI:10.1002/etc.4997

- Silicon Craft. (27 de marzo del 2021). *Detección de metales pesados en el agua*. SIC. <https://www.sic.co.th/category/blog-news/white-papers/>
- Singh, R., Singh, S., Parihar, P., Mishra, R., Tripathi, D., Singh, V., Chauhan, D., & Prasad, S. (2016). Reactive Oxygen Species (ROS): Beneficial Companions of Plants' Developmental Processes. *Frontiers in Plant Science*, 7. DOI: 10.3389/fpls.2016.01299.
- Sparrow, L. A., & Uren, N. C. (2014). *Manganese oxidation and reduction in soils: effects of temperature, water potential, pH and their interactions*. *Soil Research*, 52(5), 483. doi:10.1071/sr13159
- Vázquez, J., Sangurima, C., Álvarez- Vera, M. (2019). Concentraciones de plomo (Pb) en cultivos de lechuga (*Lactuca sativa*) en Azuay, Ecuador. *Scientia Agropecuaria*, 10(3), 423-427. DOI: 10.17268/sci.agropecu.2019.03.13
- Vega-Jara, L., Márquez-Dávila, K., Figueroa-Ramírez, J., Álvarez-Benaute, L. M., Asado-Hurtado, A. M. y Vangeli, S. (2022). Potencial de mineralización de Nitrógeno de suelos del valle interandino de Huánuco. *REVISTA PRODUCCIÓN + LIMPIA*, 17(1), 148-168. DOI: 10.22507/pml.v17n1a9
- Vogeler, I., Vachey, A., Deurer, M., & Bolan, N. (2008). *Impact of plants on the microbial activity in soils with high and low levels of copper*. *European Journal of Soil Biology*, 44(1), 92–100. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2007.12.001
- Tademe, T. & Tilahun, G. (2024). Determination of metals in water samples within the irrigation area in Telo District, Kaffa Zone, South Western Ethiopia. *Heliyon*, 10: e29003 DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e29003
- Thakur, R., Sarvade, S., Dwivedi, B. S. (2022). Heavy metals: soil contamination and its remediation. *AATCC Review*, 10(2): 59-76. DOI: 10.58321/AATCCReview.2022.10.02.59
- Tom-Petersen, A., Hansen, H. C. B., & Nybroe, O. (2004). Time and Moisture Effects on Total and Bioavailable Copper in Soil Water Extracts. *Journal of Environment Quality*, 33(2), 505. DOI:10.2134/jeq2004.5050

- Tshala-Katumbay, D., Mwanza, J., Rohlman, D., Maestre, G. & Oria, R. (2015). A global perspective on the influence of environmental exposures on the nervous system. *Nature* 527: 187-192. DOI: 10.1038/nature16034
- Wang, Q., Huang, Q., Guo, G., Qin, J., Luo, J., Zhu, Z., Hong, Y., Xu, Y., Hu, S., Hu, W., Yang, C. & Wang, J. (2020). Reducing bioavailability of heavy metals in contaminated soil and uptake by maize using organic-inorganic mixed fertilizer. *Chemosphere*, 261, 128122. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128122
- Wei, B., Yu, J., Cao, Y., Meng, M., Yang, L. & Chen, Q. (2020). The availability and accumulation of heavy metals in greenhouse soils associated with intensive fertilizer application. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17, 5359. DOI:10.3390/ijerph17155359
- Weinberg, J. (2010). Internattional POPs Elimination Netwok (IPEN). Cooperacion con Agencia Sueca de Proteccion Ambiental y a la Oficina Federal Suiza para el Medio Ambiente y a otros donantes de IPEN.
- Xiao, M. & Li, Y. (2022). Distribution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals under reclaimed water irrigation and water level regulations in paddy field. *Pol. J. Environ. Stud.*, 31(3): 2355-2365. DOI: 10.15244/pjoes/143294
- Yang, F., Wang, B., Shi, Z., Li, L., Li, Y., Mao, Z., Liao, L., Zhang, H. & Wu, Y. (2021) Immobilization of heavy metals (Cd, Zn, and Pb) in different contaminated soils with swine manure biochar, *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 33(1), 55-65, DOI: 10.1080/26395940.2021.1916407
- Zhang, P.; Yang, M.; Lan, J., Huang, Y., Zhang, J., Huang, S., Yang, Y., Ru, J. (2023). Water quality degradation due to heavy metal contamination: health impacts and eco-friendly approaches for heavy metal remediation. *Toxics*, 11, 828. DOI: 10.3390/toxics11100828





**Dirección legal:** Urb. Paseo del Mar  
Nuevo Chimbote, Santa, Ancash  
**Correo electrónico:** ed.honexus@gmail.com  
**Teléfono:** 978653152

<https://books.honexus.org>



ISBN: 978-612-99189-2-1



9 786129 918921