

EVALUACIÓN DE METALES PESADOS EN SUELO, AGUA Y PLANTAS CULTIVADAS EN UN AGROECOSISTEMA PERIURBANO DE UN VALLE INTERANDINO DEL PERÚ¹

Italo W. Alejos-Patiño¹, Henry Briceño-Yen¹, Ulda Campos-Feliz¹ y José Figueroa-Ramírez¹

RESUMEN

Los metales pesados (MP) en un agroecosistema son un problema ambiental que pone en riesgo la seguridad alimentaria. Se evaluó la presencia de los MP en agua de riego, suelo y plantas cultivadas (PC) en un agroecosistema hortícola periurbano en Huánuco-Perú. Se recolectaron 19 muestras aleatorias tanto de suelo como de PC, y 2 muestras de agua, que fueron analizadas en un laboratorio acreditado por el Instituto Nacional de Calidad (INACAL). Los resultados revelan que no existe contaminación en el agua de riego con un índice de carga de contaminación (ICC) de 0,0006, mientras que evidencia contaminación en el suelo agrícola (ICC=7,42) y en las PC (ICC=1,70). La interacción PC*Agua de riego presenta mayor acumulación de Zn, Cd, Cr y Pb, provocado por el transporte en dilución. En conclusión, los componentes suelo y plantas cultivadas del agroecosistema hortícola presentan niveles de contaminación por metales pesados, los cuales se agravan por su movilización a través del agua de riego. Esta dinámica favorece la acumulación progresiva de metales en el sistema productivo, representando un riesgo potencial para el ambiente y la salud pública.

Palabras clave adicionales: Bioacumulación, contaminación, sistema agua-planta-suelo

ABSTRACT

Heavy Metals in Soil, Water, and Cultivated Plants of a Peri-Urban Agroecosystem in an Inter-Andean Valley of Peru

Heavy metals (HM) in agroecosystems represent an environmental concern posing risks to food safety. This study evaluated the presence of HM in irrigation water, agricultural soil, and cultivated plants (CP) within a peri-urban horticultural agroecosystem in Huanuco-Peru. A total of 19 random soil and CP samples, plus two water samples, were collected and analyzed in a laboratory accredited by the National Quality Institute (INACAL). Results showed no contamination in irrigation water with a pollution load index (PLI) of 0.0006, whereas agricultural soil (PLI=7.42) and plant samples (PLI=1.70) exhibited contamination. The interaction between plant material and irrigation water revealed higher accumulation of Zn, Cd, Cr, and Pb, likely due to transport by dilution. In conclusion, both soil and plant components of the horticultural agroecosystem showed contamination by heavy metals, which is exacerbated by their mobilization through irrigation water. This process promotes the progressive accumulation of metals in the production system, posing a potential risk to the environment and public health.

Additional Keywords: Bioaccumulation, contamination, plant-soil-water system

Editor Asociado. Prof. Solenny Parra.

INTRODUCCIÓN

Los metales pesados (MP) desempeñan un papel esencial en la biosfera al participar en ciclos biogeoquímicos y procesos geológicos mediados por mecanismos bióticos y abióticos (Fulke *et al.*, 2024; Lara y Gaytán, 2025). Sin embargo, cuando sus concentraciones superan determinados umbrales, se transforman en agentes tóxicos que amenazan la estabilidad de los ecosistemas y la salud pública (Joshi *et al.*, 2023; Dadebo y Gelaw, 2024). La industrialización, la agricultura

intensiva y la quema de combustibles fósiles han incrementado significativamente la concentración de MP en el ambiente (Ghuge *et al.*, 2023; Priya *et al.*, 2023; Lara y Gaytán, 2025). Elementos como mercurio (Hg), plomo (Pb), cromo (Cr), arsénico (As), zinc (Zn), cadmio (Cd), uranio (U), selenio (Se), plata (Ag), oro (Au) y níquel (Ni) se acumulan en suelos y cuerpos de agua, generando procesos de contaminación persistentes (Khan *et al.*, 2023; Priya *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2023). Estos elementos se movilizan por lixiviación y escorrentía agrícola, alcanzando las fuentes

Recibido: Agosto 8, 2025

¹Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional Hermilio Valdizán. Pilco Marca, Perú. e-mail: ialejos@unheval.edu.pe; hbriceño@unheval.edu.pe; ucampos@unheval.edu.pe; jfigueroa@unheval.edu.pe (autor de correspondencia).

Aceptado: Diciembre 5, 2025

hídricas (Chen y Ding, 2023), donde su permanencia es prolongada debido a su naturaleza no biodegradable.

La contaminación por MP afecta tanto aguas superficiales como subterráneas, además de organismos acuáticos (Joshi *et al.*, 2023), y se relaciona principalmente con descargas industriales y prácticas agrícolas intensivas (Omran *et al.*, 2019; Abd-Elnabi *et al.*, 2023; Fulke *et al.*, 2024). En zonas agrícolas, se han registrado concentraciones muy altas en aguas de riego que representan un riesgo para la salud, los suelos y la productividad agrícola (Choquehuanca y Trujillo, 2023; Esmaeilzadeh y Mehdinia, 2024; Tademe y Tilahum, 2024). Esta contaminación deteriora la fertilidad del suelo, reduce la actividad enzimática y afecta la biota edáfica, agravada por el uso excesivo de fertilizantes, plaguicidas y estiércol animal (Ghuge *et al.*, 2023; Espinoza y Peche, 2024; Gogoi *et al.*, 2024). Por su parte, en áreas cultivadas, los MP limitan la absorción de nutrientes, alteran procesos fisiológicos y provocan estrés oxidativo (Prieto *et al.*, 2009; Munive *et al.*, 2020; Priya *et al.*, 2023).

La acumulación de MP en tejidos vegetales y su incorporación a la cadena alimentaria representa un riesgo directo para la salud humana, asociado a la desnutrición y enfermedades crónicas (Bhatia *et al.*, 2015). Su ingesta ha causado aproximadamente 1,8 millones de muertes a nivel mundial (Pang *et al.*, 2023), y se estima que cerca del 80 % de las hortalizas consumidas se cultivan con aguas residuales (Singh *et al.*, 2024). En este contexto, los agroecosistemas que utilizan aguas contaminadas son especialmente vulnerables, ya que el riego actúa como vía de transporte y acumulación de MP en el sistema agrícola. Por ello, la presente investigación tuvo como objetivo evaluar la presencia de metales pesados y sus correlaciones en un agroecosistema hortícola periurbano del Perú, con el fin de determinar los niveles de contaminación en suelo, agua y plantas cultivadas, para estimar su riesgo potencial para el ambiente y la salud pública.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el Centro de Investigación Frutícola Olerícola (CIFO) en la Universidad Nacional Hermilio Valdizán

(UNHEVAL), ubicado en el departamento de Huánuco-Perú (Figura 1), delimitado por los siguientes puntos: al suroeste, 9° 57' 15.2" S, 76° 14' 39.0" W; al noroeste, 9° 56' 57.5" S, 76° 14' 39.0" W; al noreste, 9° 56' 57.5" S, 76° 14' 59.6" W; y al sureste, 9° 57' 15.2" S, 76° 14' 59.6" W, con elevación entre 1911 y 1925 m.s.n.m., con una extensión de 11,75 hectáreas. Presenta una temperatura media mensual que oscila entre 13 y 28 °C, precipitación mensual media de 1,7 a 142,5 mm y humedad relativa entre 58 y 72 %, con épocas secas de abril a julio y lluviosas de octubre a marzo (SENAMHI, 2020). Cuenta con bancos de germoplasma de aguacate (*Persea americana* Mill.), café (*Coffea arabica* L.) y mango (*Mangifera indica* L.), parcelas con vid (*Vitis vinifera* L.), Lúcumo (*Pouteria lucuma* (Ruiz & Pav.) Kuntze), chirimoyo (*Annona cherimola* Mill.), pastos (*Sorghum bicolor* L.), repollo (*Brassica oleracea* L. var. *capitata*) y maíz (*Zea mays* L.), donde se desarrollan proyectos de investigación agraria.

Metodología. La población en estudio estuvo conformada por 19 muestras aleatorias de suelo, 19 de plantas cultivadas (PC) y 2 de agua, que abarcaron toda la extensión del CIFO (Figura 1). Las muestras de agua (250 ml) se recolectaron, en frascos de polietileno transparente, en dos puntos de entrada procedentes de dos fuentes principales correspondientes a la Junta de Usuarios de Riego Marabamba-Huánuco. El muestreo de suelo agrícola se efectuó en cada lote mediante un recorrido en zigzag; cada muestra representativa estuvo conformada por 1 kg de la mezcla de submuestras recolectadas a 20 cm de profundidad y se almacenaron en bolsas de polietileno. De igual modo, las muestras de PC (200 g) consistieron en la extracción de dos hojas internas de la yema apical compacta a la madurez comercial de las Brassicaceae, situadas en la parte media del producto comercial; asimismo, para maíz y sorgo forrajero se tomaron hojas en la etapa fenológica R1, y frutos en distintos estados de madurez fisiológica según las especies frutícolas correspondientes de cada lote (Cuadro 1).

Las muestras de agua, suelo y PC se enviaron al Laboratorio Slab. Lima, Perú acreditado en la Norma Técnica Peruana NTP-ISO/IEC 17025:2017 del Instituto Nacional de Calidad (INACAL), para la determinación de los MP

mediante espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente. Asimismo, para

análisis de suelo, al Laboratorio de Suelos de la Universidad Nacional Agraria de la Selva.

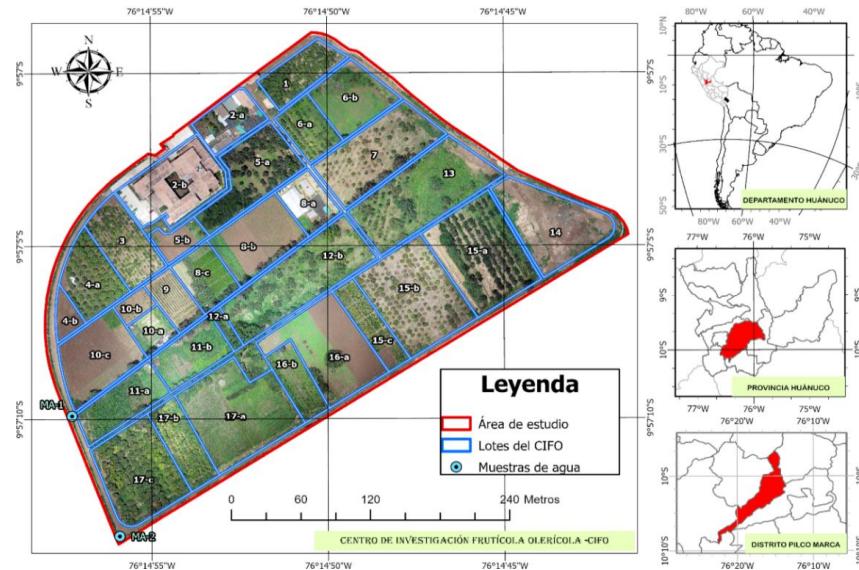


Figura 1. Ubicación del área de estudio, CIFO-UNHEVAL.

Cuadro 1. Lotes para toma de muestras de suelo y especies vegetales.

Lote	PC	Latitud (S)	Longitud (W)
1	Mango (fruto)	9°56'59.	76°14'50
3	Aguacate (fruto)	9°57'4	76°14'55
4A	Mango (fruto)	9°57'5	76°14'56
5A	Lúcumo (fruto)	9°57'2	76°14'52
6A	Chirimoyo (fruto)	9°57'1	76°14'50
7	Aguacate (fruto)	9°57'2	76°14'48
8B	Repollo (centro)	9°57'4	76°14'51
9	Vid (fruto)	9°57'6	76°14'54
10C	Repollo (centro)	9°57'8	76°14'56
11A	Maíz (hojas)	9°57'9	76°14'55
12B	Aguacate (fruto)	9°57'5	76°14'50
13	Aguacate (fruto)	9°57'3	76°14'47
15A	Lúcumo (fruto)	9°57'5	76°14'45
15B	Aguacate (fruto)	9°57'6	76°14'47
15C	Cafeto (fruto)	9°57'7	76°14'48
16A	Repollo (centro)	9°57'7	76°14'49
17A	Repollo (centro)	9°57'9	76°14'52
17B	Mango (fruto)	9°57'10	76°14'54
16B	Sorgo (hojas)	9°57'8	76°14'50

Ánalisis de datos. Para los análisis estadísticos se realizó la simulación de Monte Carlo para los contenidos de MP del agua de riego, con la finalidad de obtener una base de datos sólida. Se calcularon los promedios y las desviaciones

estándar del contenido de MP en el agua de riego, suelos y PC. Posteriormente, se efectuaron las comparaciones con los estándares de calidad ambiental de la FAO, Canadian Council of

Ministers of the Environment (CCME) y el Ministerio del Ambiente (MINAM), Perú.

Se determinaron el Índice de Contaminación (Pi) y el Índice de Carga de Contaminación (ICC) de los MP en el agua de riego, suelo y plantas cultivadas mediante las siguientes fórmulas (Tomlinson *et al.*, 1980):

$Pi = Ci/Si$, donde Ci es la concentración de los MP y Si es el valor referencial para cada MP.

$ICC = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n Pi}$, donde \prod es el producto de las concentraciones de los MP ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ para suelo y plantas, y $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para agua); n es la cantidad total de MP evaluados.

Un valor de $Pi > 1$ indica contaminación. El ICC expresa el nivel de contaminación total del sistema, donde $ICC = 1$ refleja condiciones basales y $ICC > 1$ indica contaminación acumulativa.

Se realizaron correlaciones de Pearson y regresiones múltiples entre los MP en las PC (variables dependientes) y las concentraciones de los MP en el agua y suelo (variables independientes); asimismo, se añadieron al modelo interacciones suelo*agua, PC*suelo y PC*agua para evaluar efectos combinados entre las variables independientes. La estadística descriptiva y los índices de contaminación se efectuaron con el software Microsoft Excel, la correlación de Pearson se realizó en el programa

SPSS V. 26, y la regresión múltiple por medio del programa MINITAB V. 18. Para los gráficos se utilizó el programa MATLAB 2021A.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

MP en el agua de riego. En el análisis del agua de riego (Figura 2a) se observó la presencia de ocho MP, siendo el arsénico (As) el metal que mayor concentración reportó. La comparación de los contenidos de MP en el agua de riego del CIFO-UNHEVAL, con los estándares de calidad de la FAO y el MINAM, se presentan en el Cuadro 2. En el análisis se evidencia que los niveles de arsénico, cadmio, cromo, cobre, mercurio, manganeso, plomo y zinc se encuentran por debajo de los límites aceptados. Los MP en el agua de riego pudieron haber ingresado por medio de la escorrentía de las aplicaciones de plaguicidas, fertilizantes químicos que contienen niveles de Cd, Cr, As, Zn, Pb, Hg, Mn, Cu y Ni (Chen y Ding, 2023; Joshi *et al.*, 2023; Gogoi *et al.*, 2024), abonos como lodos de depuradora (Bhatia *et al.*, 2015) y estiércoles de aves de corral y ganado (Ghuge *et al.*, 2023). Aunque las concentraciones de MP estuvieron por debajo de los estándares de contaminación ambiental, los MP pueden acumularse en el suelo y las PC.

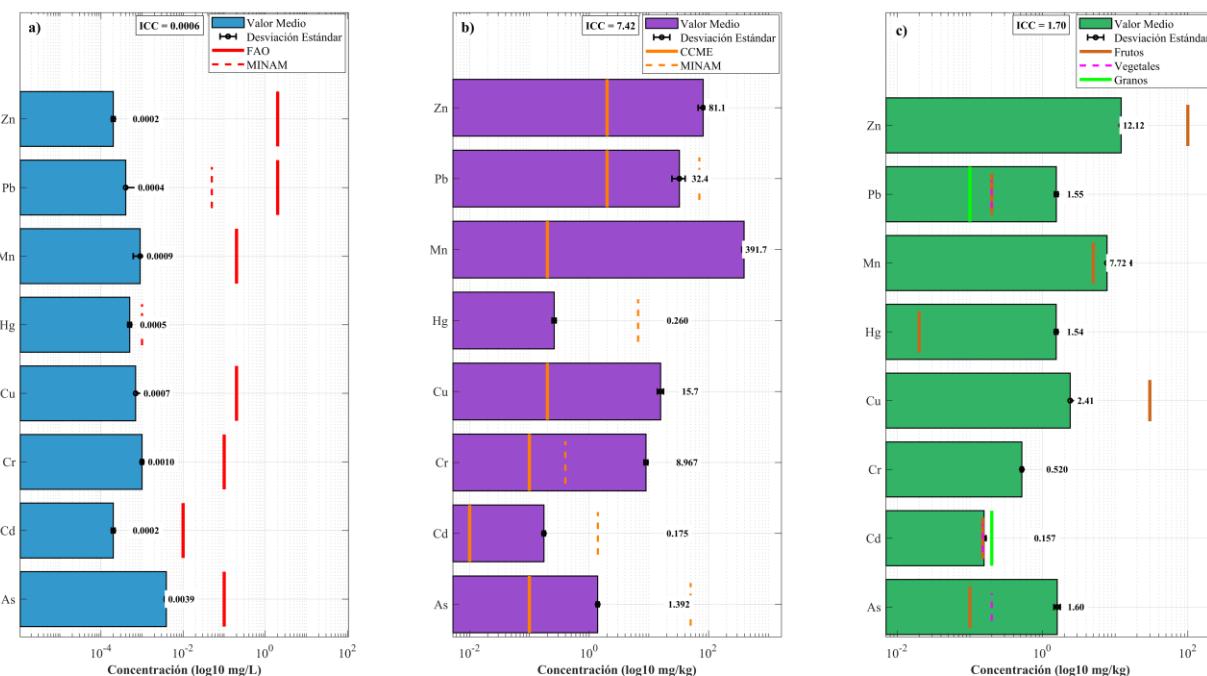


Figura 2. Gráfico de concentración de MP en: a) Agua; b) Suelo; y, c) Plantas cultivadas.

Además, el valor de ICC indica que el agua de riego es segura para uso agrícola en relación con los MP evaluados. Xiao y Li (2022) demostraron que el uso de agua de riego con MP puede promover su acumulación tanto en suelos como en cultivos, un riesgo que también evidenciaron Mancila *et al.* (2020) y Esmaeilzadeh y Mehdinia (2024), al detectar altos niveles de arsénico, mercurio y plomo en agua de riego contaminada por actividades industriales y urbanas; resultados similares a los de estudios realizados por Pei *et al.* (2022), Choquehuanca y Trujillo (2023) y Tademe y Tilahum (2024).

Propiedades del suelo y MP. Los suelos agrícolas del CIFO-UNHEVAL presentan un pH alcalino, nivel medio de MO y niveles bajos en nitrógeno, magnesio, potasio y CIC (Cuadro 3). Estas condiciones y el pH alto (8,03) determinan una baja disponibilidad de nutrientes.

Cuadro 3. Parámetros físicos y químicos en las muestras de suelo.

Estadístico	Propiedades físicas						Propiedades químicas					
	Ao	Lo	Ar	pH	MO	N	C	CIC	Ca	Mg	K	Na
Suelo	–x	46,3	29,2	24,4	8,03	1,46	0,07	0,85	6,95	5,66	0,82	0,29
	SD	4,87	2,50	3,42	0,26	0,46	0,02	0,27	1,16	1,03	0,12	0,09
												0,06

Ao: Arena, Lo: Limo, Ar: Arcilla, MO: Materia orgánica, N: Nitrógeno, C: Carbono, CIC: Capacidad de intercambio catiónico, Ca: Calcio, Mg: Magnesio, K: Potasio, Na: Sodio.

La comparación entre el contenido de MP en el suelo agrícola del CIFO UNHEVAL y los estándares permitidos en CCME, según Andrade *et al.* (2020) y MINAM (2017), se contemplan en el Cuadro 4 y la Figura 2b. Los niveles de los MP superan los estándares establecidos por el CCME,

Cuadro 2. Concentración de metales pesados en el agua de riego y estándares de calidad (FAO y MINAM). ICC=0,0006

MP	$\bar{x} \pm SD$	FAO	MINAM
		(mg·L ⁻¹)	
As	0,0039±0,0004	0,10	0,10
Cd	0,0002±0,00002	0,01	0,01
Cr	0,0010±0,00008	0,10	0,10
Cu	0,0007±0,00110	0,20	0,20
Hg	0,0005±0,00005	–	0,001
Mn	0,0009±0,00029	0,20	0,20
Pb	0,0004±0,00089	2,00	0,05
Zn	0,0002±0,00002	2,00	2,00

ICC: índice de carga de contaminación.

excepto en mercurio porque no posee un valor determinado; en otros estudios, Alengebawy *et al.* (2021) sostuvieron que en zonas agrícolas los suelos cercanos a las fuentes de contaminación presentan concentraciones elevadas de MP (Cd, Pb, Cu y Zn), excediendo los límites permisibles.

Cuadro 4. Contenido promedio de metales pesados (mg·kg⁻¹) en el suelo, índice de carga de contaminación (ICC) y comparación con los estándares de calidad (CCME y MINAM).

Medio	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Pb	Zn	ICC
Suelo	–x	1,392	0,175	8,967	15,740	0,260	391,655	32,386	81,072
	SD	0,08	0,01	0,66	1,85	0,02	31,65	8,09	14,42
CCME	0,10	0,01	0,10	0,2	ND	0,2	2	2	
MINAM	50	1,4	0,40	ND	6,6	ND	70	ND	

CCME: Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente; MINAM: Ministerio de Ambiente.

La presencia de MP en los suelos del CIFO-UNHEVAL posiblemente sea debido al uso de fertilizantes fosforados, que representan una

fuente relevante de estos elementos (Das *et al.*, 2023; Raj y Prasad, 2023; Fulke *et al.*, 2024). Entre estos fertilizantes están el fosfato

monoamónico, el fosfato diamónico, el superfosfato triple y la roca fosfórica sin purificar, que suelen acumular a largo plazo metales como Pb, Cr, Cd, Ni y V (Salah *et al.*, 2021). Además, liberan iones de hidrógeno, lo que incrementa la solubilización de los MP y, por ende, sus concentraciones en el agua del suelo (Wei *et al.*, 2020). Este efecto se intensifica con el uso excesivo de los agroquímicos, ya que disminuyen el pH del suelo y aumentan la disponibilidad de MP (Katun *et al.*, 2022).

Por su parte, el uso de plaguicidas representa un factor determinante en la acumulación de metales pesados (MP) en el suelo, dado que ciertas formulaciones pueden favorecer la concentración de hasta un 50 % de estos compuestos en dicho entorno (Das y Poater, 2021; Das *et al.*, 2023; Joshi *et al.*, 2023). Los plaguicidas pasan por procesos de biodegradación y descomposición química, influenciados por factores como el pH, la humedad y la temperatura, además de la acción enzimática microbiana que facilita su degradación biológica (Alengebawy *et al.*, 2021). Entre los componentes destacados en las formulaciones de insecticidas y fungicidas se encuentran elementos como Pb, Cu, Hg y Cr; mientras que, en particular, el glifosato contiene altos niveles de Cd y Cr (Ghuge *et al.*, 2023; Espinoza y Peche, 2024).

El manejo agrícola intensivo requiere grandes cantidades de fertilizantes y plaguicidas aun cuando, a largo plazo, incrementan la acumulación de MP en el suelo. Mahlungulu *et al.* (2023) reportaron contaminación moderada por Cr, Ni, Zn y Pb en viñedos, y altos niveles de Cu en viñedos orgánicos, lo que sorprende considerando que los plaguicidas aplicados carecen de cobre. Deng *et al.* (2024) identificaron que el contenido de MP y las características del suelo afectan la acumulación de Cd, Cu, Zn y Ni en trigo, e indicaron que las deposiciones atmosféricas juegan un papel significativo en la acumulación de MP (Hg, Pb y Cd) en el sistema suelo-atmósfera-cultivo. Espinoza y Peche (2024) hallaron Cd (1677 mg·kg⁻¹), Pb (13,297 mg·kg⁻¹) y Cr VI (0,7833 mg·kg⁻¹) en suelos donde se cultivó *Carica papaya*. Llanos *et al.* (2024) reportaron altos niveles de Cd, Pb y Cu en suelos agrícolas de Churubamba y Pallanchacra. Quezada *et al.* (2023) señalaron que suelos arcillosos en aguacate presentan mayores contenidos de Pb (49,23 mg·kg⁻¹)

y niveles similares de Cd (~0,33 mg·kg⁻¹) en suelos franco-arcillosos. De acuerdo con los valores del ICC, se evidencia una contaminación por metales pesados (MP) en el suelo agrícola del CIFO-UNHEVAL atribuible, en gran medida, a la influencia de áreas urbanas cercanas y a las deposiciones atmosféricas producto de las actividades antrópicas. En el mismo orden de ideas, Andrade *et al.* (2020) mencionaron que la presencia de elementos como As, Pb y Cd en suelos agrícolas y cultivos está relacionada con la ubicación en áreas altamente urbanizadas.

El Cuadro 5 presenta los coeficientes de correlación y los resultados de la prueba de Pearson entre la concentración de metales pesados (MP) y las propiedades físico-químicas del suelo, destacándose varias correlaciones significativas. Se observa una correlación entre Cr, Mn, Pb y Zn con la presencia del sodio (Na⁺), mientras que Cr y Zn también muestran correlación significativa con el potasio (K⁺). Solo Pb presenta correlación significativa con el contenido de arena y limo. Los coeficientes positivos de Cr, Mn, Pb y Zn indican una tendencia a concentrarse en suelos con mayor contenido del sodio. Asimismo, las correlaciones positivas de Cr y Zn con el potasio sugieren una afinidad similar entre estos elementos. En cambio, el Pb se asocia positivamente con el contenido de arena y negativamente con el limo, lo que podría reflejar una relación particular con ciertos tipos de textura del suelo (Quezada *et al.*, 2023).

Los MP interactúan con la arcilla y la materia orgánica del suelo, limitando su movilidad en función de la textura y el pH (Abd-Elnabi *et al.*, 2023). Este impacto negativo de Cd, Cr, Pb y As, afecta a la biota del suelo y reduce su actividad enzimática, interfiriendo en los procesos metabólicos oxidativos. Como resultado, la fertilidad del suelo y la producción de alimentos disminuyen considerablemente (Thakur *et al.*, 2022; Abd-Elnabi *et al.*, 2023; Gogoi *et al.*, 2024). Además, la acumulación de MP en el suelo aumenta el riesgo de lixiviación y puede contaminar las aguas subterráneas, generando un riesgo ambiental significativo (Priya *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2023).

Estimación de la contaminación de MP en las PC. La comparación de los contenidos de metales pesados en las plantas cultivadas del CIFO-UNHEVAL con el estándar de calidad establecido se presenta en el Cuadro 6. En éste se

Alejos *et al.* Metales pesados en suelo, agua y plantas en un agroecosistema periurbano

observa que los niveles de As, Cd, Hg, Mn y Pb en las PC superan los valores de referencia para vegetales y granos. Por su parte, los niveles de Cd

y Pb exceden los límites de 0,2 y 0,1 mg·kg⁻¹ encontrados en frutos por Galagarza *et al.* (2021).

Cuadro 5. Coeficientes de correlación de Pearson ($p \leq 0,05$) entre MP y parámetros físicos y químicos en las muestras de suelo.

MP	Propiedades Físicas			Propiedades Químicas								
	Ao	Lo	Ar	pH	MO	N	C	CIC	Ca	Mg	K	Na
As	-0,178	0,265	0,060	0,214	-0,104	-0,104	-0,105	0,261	0,299	0,228	-0,196	-0,192
Cd	-0,100	0,071	0,091	0,106	-0,117	-0,117	-0,118	0,139	0,180	0,148	-0,307	-0,203
Cr	0,187	-0,207	-0,115	-0,398	0,097	0,096	0,096	-0,109	-0,212	0,074	0,540*	0,549*
Cu	-0,210	0,260	0,109	-0,023	0,345	0,345	0,345	-0,133	-0,170	-0,131	0,269	0,161
Hg	-0,189	0,147	0,161	0,330	0,197	0,197	0,197	0,390	0,361	0,284	0,381	0,283
Mn	0,445	-0,437	-0,313	-0,425	0,183	0,183	0,184	-0,119	-0,208	0,092	0,370	0,497*
Pb	0,493*	-0,490*	-0,343	-0,370	-0,052	-0,052	-0,051	-0,010	-0,074	-0,016	0,399	0,509*
Zn	0,427	-0,444	-0,282	-0,191	-0,080	-0,079	-0,079	0,129	0,054	0,081	0,549*	0,595**

Este comportamiento podría estar asociado a las propiedades físicoquímicas del suelo, particularmente al pH, que influye en la absorción de metales. Prieto *et al.* (2009) señalaron que el maíz tiende a acumular más metales en suelos arcillosos, mientras que Munive *et al.* (2020) explicaron que las raíces retienen Pb cuando las condiciones del suelo favorecen la actividad microbiana. En este proceso, las raíces absorben metales junto con el agua, hacia el apoplasto mediante grupos carboxilo presentes en la pectina, lo que conduce a la acumulación de MP en los tejidos radiculares (Pang *et al.*, 2023).

Cuadro 6. Comparación de la concentración de metales pesados en plantas cultivadas (PC) vs. estándares de calidad.

MP	$\bar{x} \pm SD$	MINAM	ICC
		mg·kg ⁻¹	
As	1,597±0,16	0,1–0,2	
Cd	0,157±0,01	ND	
Cr	0,520±0,02	30	
Cu	2,407±2,44	0,02	
Hg	1,545±0,08	5	1,70
Mn	7,725±8,92	0,1–0,3	
Pb	1,552±0,09	100	
Zn	12,117±12,68	0,2	

Estudios recientes respaldan estos hallazgos en distintos cultivos. Mahlungulu *et al.* (2023)

reportaron altos niveles de Cu y bajos de Cd en vid orgánica, mientras que Panduro *et al.* (2021) observaron la extracción de Cd, Pb y Cr en camu camu (*Myrciaria dubia*). De forma similar, Prialé (2023) detectó concentraciones de Cd en lechuga y acelga que superan los límites establecidos por la OMS/UE, y Bastidas (2024) documentó la presencia de contaminantes en raíces y frutos de aguacate. Por su parte, Deng *et al.* (2024) vincularon las concentraciones de Hg y Pb en trigo con la deposición atmosférica, dentro del sistema suelo-atmósfera-planta. Finalmente, Singh *et al.* (2024) encontraron Cr, Ni y Pb en hojas de espinaca, concluyendo que la bioacumulación en PC es más pronunciada en aquellas de hojas grandes, debido a su mayor tasa de transpiración y absorción de metales.

El Cuadro 6 muestra el ICC (1,70) a un nivel que indica contaminación de MP por Cu, Mn y Zn en PC en esta zona, lo cual podría afectar la salud humana si estos vegetales son consumidos. La ingestión de alimentos contaminados con MP se asocia con problemas de crecimiento, deficiencias inmunológicas y un mayor riesgo de cáncer gastrointestinal (Bhatia *et al.*, 2015). Aunque se ha reportado que la acumulación de Cu y Zn en raíces y hojas de arroz no excede los límites ambientales, Xiao y Li (2022) encontraron que, en cultivos irrigados con agua reciclada, estos metales se acumulan principalmente en raíces y hojas, mientras que los granos mantienen concentraciones dentro de los estándares de seguridad alimentaria.

Los índices y niveles de contaminación por MP

en PC se presentan en el Cuadro 7; se observa un alto riesgo contaminante, al expresar un nivel de contaminación total de 1,70, esto señala un nivel de contaminación significativo en comparación con los valores de referencia. Metales como As, Cd, Cu, Pb y Zn muestran índices de contaminación (Pi) superiores a uno, indicando que las concentraciones superan los niveles de referencia y constituyen un riesgo ambiental. Los

MP dañan las plantas al aumentar los iones en la rizósfera, causando deficiencias de nutrientes y estrés oxidativo. Esto afecta a nivel de las proteínas, lípidos y ADN, inhibiendo funciones enzimáticas y comprometiendo la salud vegetal (Alengebawy *et al.*, 2021), limitan su crecimiento, fotosíntesis y absorción de nutrientes, afectando también la productividad (Khan *et al.*, 2023).

Cuadro 7. Índices de contaminación (Pi) y nivel de contaminación total (ICC) basados en la concentración de metales pesados en plantas cultivadas.

Variables	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Pb	Zn	ICC (mg·kg ⁻¹)
Concentración (Ci)	1,60	0,16	0,52	2,41	1,54	7,73	1,55	12,12	1,70
Valor de referencia (Si)	1,07	0,11	0,63	2,20	1,60	9,39	1,54	3,46	—
Pi	1,49	1,42	0,82	1,10	0,96	0,82	1,01	3,51	—

Los valores de referencia (Si) corresponden a los Estándares de Calidad Ambiental para Suelo establecidos en el decreto N.º 011-2017-MINAM (uso agrícola).

Cuadro 8. Modelos ajustados de los metales pesados en el suelo, el agua de riego y las plantas cultivadas (PC).

MP	Modelo ajustado	R ² ajust.
As	1,5410 -1,1100 suelo +0,7119 PC*suelo +3,01PC*agua	0,998
Cd	0,15277 -0,7976 suelo +5,1500 PC*suelo +60,9 PC*agua	0,998
Cr	0,53275 -0,06075 suelo +0,11486 PC*suelo -5,9 PC*agua	0,992
Cu	1,624 -0,1045 suelo +0,06617 PC*suelo -15,62 PC*agua	0,997
Hg	1,5240 -5,668 suelo +3,6775 PC*suelo +22,2 PC*agua	0,995
Mn	5,61 -0,0136 suelo + 1121,9 PC*agua	0,927
Pb	1,5667 -0,04493 suelo +0,02870 PC*suelo	0,928
Zn	0,263 +0,004226 PC*suelo + 3100 PC*agua	0,988

El Cuadro 8 presenta los modelos ajustados que describen la concentración de diferentes metales pesados en las plantas cultivadas, en función del contenido de metales en el suelo y el agua de riego, así como de las interacciones PC*suelo y PC*agua. Estas interacciones indican que las PC pueden modificar la absorción de estos metales dependiendo de las condiciones del entorno en uno o ambos medios. Los valores del R² ajustado variaron entre 0,927 y 0,998, e indican un buen nivel de ajuste de los modelos. Todos los modelos presentan un coeficiente negativo para la variable independiente “suelo”, aparentemente indicando que la absorción del MP aumenta a medida que su concentración en el suelo es menor; esta discordancia no es fácil de explicar porque

existe suficiente evidencia de que la concentración de los MP en la planta depende directamente de su concentración en el suelo (García *et al.*, 2002). Sin embargo, diversos factores pueden afectar la absorción del MP, como el pH (suelos alcalinos reducen la absorción), materia orgánica (mayor cantidad reduce la absorción porque los MP son fijados en ella), presencia de otros metales (por la interferencia entre ellos). (Prieto *et al.* 2009). Es decir, estos factores pueden hacer al MP menos disponible para las plantas incluso si su concentración en el suelo es alta.

En el caso particular del arsénico, los valores positivos en la ecuación (Cuadro 8) muestran que las interacciones PC*suelo (+0,7119) y PC*agua (+3,01) se asocian con un incremento de la

concentración del MP. La Figura 3a muestra concentraciones de arsénico en la planta con un máximo de $1,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ según la escala de color. El patrón observado corresponde a un gradiente predominantemente horizontal, con una variación casi nula a lo largo del eje del agua de riego dentro del rango considerado. Esto indica que, bajo las condiciones evaluadas, la variación de la concentración del MP en la planta no se asocia con su concentración en el agua. Sin embargo, con relación a la humedad del suelo, Pei *et al.* (2022) reportaron que el riego intensivo puede aumentar la movilidad y absorción del As, incrementando su biodisponibilidad en ambientes acuosos. Wei *et al.* (2020) y Das y Poater (2021) señalaron que un pH alto y un alto contenido de materia orgánica en el suelo limitan la movilidad del MP, reduciendo su absorción por las plantas. De manera similar, Raj y Prasad (2023) indican que, en suelos afectados por actividades mineras, la retención de As en el suelo disminuye su biodisponibilidad atribuible a la interferencia con otros metales pesados (Acosta y Bergés, 2024).

El modelo para el cadmio muestra que su concentración aumenta significativamente con las interacciones PC×suelo (+5,1500) y, especialmente, PC×agua (+60,9), siendo el agua el factor con mayor coeficiente asociado a la variación del Cd (Cuadro 8). En la Figura 3b, la concentración de Cd en la planta varía aproximadamente entre 5 y $45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, y se observa un gradiente horizontal bien definido, con un incremento continuo de la concentración a lo largo del eje del suelo, mientras que los cambios asociados al eje del agua son menores.

Dentro de los rangos analizados, la figura indica que la concentración de Cd en la planta está principalmente asociada con la concentración en el suelo. La acumulación de Cd en plantas depende de la composición del suelo, la disponibilidad de nutrientes, el pH y la actividad microbiana, factores que pueden facilitar su movilización (Kaur *et al.*, 2021; Khan *et al.*, 2023). Asimismo, la fijación química del Cd y el riego con agua de baja concentración en este elemento reducen su disponibilidad y absorción (Khatun *et al.*, 2022; Sharafi *et al.*, 2022). No obstante, la calidad del agua de riego constituye un factor relevante en la bioacumulación de Cd, la cual puede incrementarse cuando el agua contiene concentraciones elevadas de este metal (Zhang *et*

al., 2023).

El modelo para cromo muestra que la concentración en la planta depende ligeramente de la interacción PC×suelo (+0,11486) y en mayor grado de la interacción PC×agua (-5,9); este coeficiente negativo sugiere que los niveles del MP pueden reducirse en la medida en que la planta interactúa con el agua de riego (Cuadro 8). La Figura 3c presenta concentraciones de Cr en la planta que oscilan aproximadamente entre 0,1 y $1,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. A diferencia de los casos anteriores, se observa un gradiente diagonal, lo que indica una variación conjunta asociada tanto a la concentración en el suelo como en el agua. Las mayores concentraciones en la planta se concentran en una región específica con valores altos en el suelo y bajos en el agua, evidenciando una interacción entre ambas variables dentro del rango evaluado. Khatun *et al.* (2022), así como por Kaur *et al.* (2021) y Wei *et al.* (2020), destacaron la influencia del pH, la materia orgánica, y el nitrógeno y fósforo disponible en la variabilidad de la acumulación de Cr.

El modelo para cobre indica que la concentración en la planta depende de la interacción PC×agua (-15,62), mientras que la interacción PC×suelo presenta un efecto positivo de mucha menor magnitud (+0,06617), mostrando condiciones edáficas e hídricas contrastantes (Cuadro 8). En la Figura 3d, se observa un gradiente diagonal y una concentración de Cu en la planta con un máximo de aproximadamente $1,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Este valor es inferior a los reportados por Bathia *et al.* (2015) en espinaca ($11,97 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) y coliflor ($2,98 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Zhang *et al.* (2023) señalan que el cobre y el zinc son nutrientes que pueden ingresar al sistema suelo-agua a través de los fertilizantes y pesticidas.

El modelo para mercurio muestra que su concentración en la planta aumenta con la interacción PC×agua (+22,2) y, en menor grado, la interacción PC×suelo (+3,6775) (Cuadro 8). La Figura 3e muestra concentraciones de Hg en la planta con un valor máximo de $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. El gradiente observado es predominantemente horizontal, con variaciones mínimas a lo largo del eje del agua, es decir, la variación de Hg en la planta se asocia muy poco con el agua. La absorción de Hg por las plantas depende de las condiciones ambientales, incluyendo el pH, la materia orgánica y la interacción con

microorganismos del suelo, los cuales influyen en los mecanismos de absorción selectiva de metales (Khan *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2023).

El modelo para manganeso muestra un aumento muy marcado de su concentración en la planta con la interacción PC×agua (+1121,9), lo que resalta la asociación entre la variación del Mn y el componente hídrico (Cuadro 8). En la Figura 3f, la concentración de Mn en la planta varía aproximadamente entre 6 y 17 mg·kg⁻¹. Se observa un gradiente vertical pronunciado, con un incremento claro de la concentración conforme aumenta la concentración en el agua de riego, mientras que las variaciones a lo largo del eje del suelo son mínimas. Este patrón indica que, dentro del rango evaluado, la concentración de Mn en la planta está principalmente asociada con la concentración en el agua. Kaur *et al.* (2021) y Sharafi *et al.* (2022) señalaron que el Mn presenta características de baja movilidad y una dependencia limitada de las interacciones suelo-agua, lo que se traduce en una acumulación relativamente estable.

El modelo para plomo indica que su concentración aumenta ligeramente con la interacción PC×suelo (+0,02870) (Cuadro 8). La Figura 3g presenta concentraciones de Pb en la planta dentro de un rango estrecho, aproximadamente entre 1,42 y 1,56 mg·kg⁻¹, valores dentro del límite máximo de 2,5 mg·kg⁻¹ mencionado por

Bathia *et al.* (2015). El gradiente es horizontal, con valores prácticamente constantes a lo largo del eje del agua. Este patrón refleja una variación limitada de la concentración de Pb en la planta dentro de los valores de agua analizados. Kaur *et al.* (2021) y Sharafi *et al.* (2022) señalaron que el Pb presenta características similares al Mn por su baja movilidad. Munive *et al.* (2020), por su parte, indicaron que el uso de enmiendas orgánicas, como el compost, puede contribuir a la estabilización del Pb en el suelo.

El modelo para zinc muestra que su concentración en la planta aumenta fundamentalmente con la interacción PC×agua (+3100), lo que indica una fuerte asociación con la variación del componente hídrico (Cuadro 8). Khan *et al.* (2023) y Zhang *et al.* (2023) indicaron que este tipo de interacción facilita la absorción por las plantas. En la Figura 3h, la concentración de Zn en la planta varió aproximadamente entre 0,3 y 3,3 mg·kg⁻¹, según la escala de color. Se observa un gradiente vertical definido, con un incremento sistemático de la concentración conforme aumenta la concentración en el agua de riego, mientras que la variación asociada al suelo es mínima dentro del rango evaluado. La concentración de Zn en suelos agrícolas está influenciada por el pH, la materia orgánica y las prácticas de riego (Kaur *et al.*, 2021).

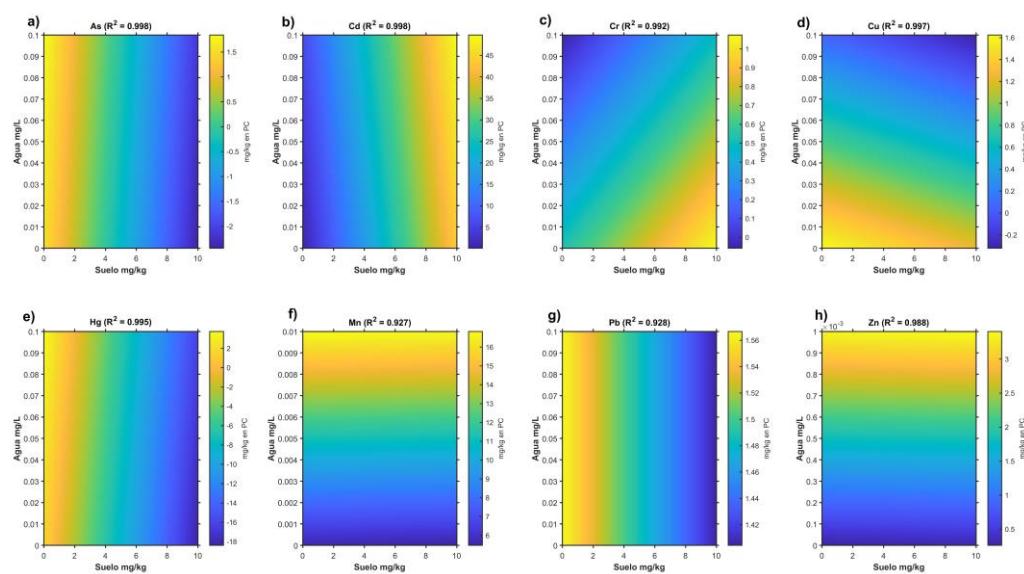


Figura 3. Gráfica de la distribución espacial de MP en las muestras partir de modelos ajustados de los metales pesados cuantificados en suelo, agua de riego y plantas cultivadas.

CONCLUSIONES

Los resultados de esta investigación permiten afirmar que el agroecosistema hortícola objeto de estudio no presenta contaminación por MP en el agua de riego (ICC=0,0006), a diferencia del suelo agrícola (ICC=7,42) y las plantas cultivadas (ICC=1,70); que sí muestran indicios de contaminación. Los hallazgos resaltan la importancia de monitorear los metales pesados en sistemas agrícolas, debido a que su bioacumulación en cultivos puede representar un riesgo ambiental con repercusión en la salud humana.

LITERATURA CITADA

1. Abd-Elnabi, M.K., N.E. Elkaliny, M.M. Elyazied, S.H. Azab, S.A. Elkhalfia, S. Elmasry y A.E. Abd Elaty. 2023. Toxicity of heavy metals and recent advances in their removal: A review. *Toxics* 11(7): 580.
2. Acosta-Lizárraga L.G. y M.E. Bergés-Tiznado. 2024. Plantas que hiperacumulan elementos tóxicos de suelos contaminados. *Elementos* 135: 125-128.
3. Alengebawy, A., S.T. Abdelkhalek, S.R. Qureshi y M.-Q. Wang. 2021. Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: Ecological risks and human health implications. *Toxics* 9(3): 42.
4. Andrade-Linarez, K., I. Castillo-Coaquirá y R. Quispe-Riquelme. 2020. Determinación de metales pesados en suelos agrícolas y suelos para cultivo de *Solanum tuberosum* de la bahía interior de Puno. *Investigación y Desarrollo* 20(1): 147-153.
5. Bastidas, G. 2024. El cadmio en el suelo y su efecto en el cultivo del palto (*Persea americana* Mill.). Trabajo de Suficiencia, Universidad Nacional Agraria La Molina. <https://hdl.handle.net/20.500.12996/6168>.
6. Bhatia, A., S. Singh y A. Kumar. 2015. Heavy metal contamination of soil, irrigation water and vegetables in peri-urban agricultural areas and markets of Delhi. *Water Environment Research* 87(11): 2027-2034.
7. Chen, S. y Y. Ding. 2023. Tackling heavy metal pollution: Evaluating governance models and frameworks. *Sustainability* 15: 15863.
8. Choquehuanca, J. y N.M. Trujillo. 2023. Determinación de metales pesados en agua de puquio utilizado en regadío de sembríos en el distrito de Pachangara-Oyón, 2022. Trabajo de Grado, Universidad Roosevelt.
9. Das, T. y A. Poater. 2021. Review on the use of heavy metal deposits from water treatment waste towards catalytic chemical syntheses. *International Journal of Molecular Sciences* 22(24): 13383.
10. Das, S., K.W. Sultana, A.R. Ndhlala, M. Mondal e I. Chandra. 2023. Heavy metal pollution in the environment and its impact on health: Exploring green technology for remediation. *Environmental Health Insights* 17: 1-10.
11. Deng, Q., Z. Sun, L. Zhang, Y. Zhang, L. Zhou, J. Yang, *et al.* 2024. Transport characteristics of heavy metals in the soil-atmosphere-wheat system in farming areas and development of multiple linear regression predictive model. *Scientific Reports* 14: 17322.
12. Espinoza, C. y J. Peche. 2024. Contaminación de suelos por uso de agroquímicos en cultivos de papaya (*Carica papaya*), Picota, Perú. *Agroindustrial Science* 14(1): 7-13.
13. Fulke, A.B., S. Ratanpal y S. Sonker. 2024. Understanding heavy metal toxicity: Implications on human health, marine ecosystems and bioremediation strategies. *Marine Pollution Bulletin* 206: 116707.
14. Galagarza, O.A., A. Ramírez-Hernández, H.F. Oliver, M.V. Álvarez-Rodríguez, M.C. Valdez-Ortiz, E. Pachari-Vera *et al.* 2021. Occurrence of chemical contaminants in Peruvian produce: A food-safety perspective. *Foods* 10: 1461.
15. García-Izquierdo, C., J.L. Moreno-Ortego, M.T. Hernández Fernández y A. Polo. 2002. Metales pesados y sus implicaciones en la calidad del suelo. *Ciencia y Ambiente* (CCMA-CSIC): 125-138.

16. Ghuge, S.A., G.C. Nikalje, U.S. Kadam, P. Suprasanna y J.C. Hong. 2023. Comprehensive mechanisms of heavy metal toxicity in plants, detoxification, and remediation. *Journal of Hazardous Materials* 450: 131039.
17. Gogoi, B., S.A. Acharjee, P. Bharali, V. Sorhie, B. Walling y A. Alemtoshi. 2024. A critical review on the ecotoxicity of heavy metals on multispecies in global context: A bibliometric analysis. *Environmental Research* 248: 118280.
18. Joshi, S., S. Gangola, G. Bhandari, N.S. Bhandari, D. Nainwal, A. Rani, *et al.* 2023. Rhizospheric bacteria: The key to sustainable heavy metal detoxification strategies. *Frontiers in Microbiology* 14: 1229828.
19. Kaur, M., A. Sharma y S. Aditya. 2021. A review on heavy metal accumulation and toxicity in biotic and abiotic components. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 889: 012062.
20. Khan, I.U., S.S. Qi, F. Gul, S. Manan, J.K. Rono, M. Naz *et al.* 2023. A green approach used for heavy metals phytoremediation via invasive plant species to mitigate environmental pollution: A review. *Plants* 12: 725.
21. Khatun, J., A. Intekhab y D. Dhak. 2022. Effect of uncontrolled fertilization and heavy metal toxicity associated with arsenic (As), lead (Pb) and cadmium (Cd), and possible remediation. *Toxicology* 477: 153274.
22. Lara-Trejo, Z. y J.C. Gaytán-Oyarzún. 2025. Metales pesados y metaloides de interés toxicológico en el estado de Hidalgo, México. *Pádi* 12(24): 1-9.
23. Llanos-Zevallos, M., M.H. Muñiz-Paucarmayta, A.A. Muñiz-Paucarmayta, G.L. Vilchez-Ochoa y G.G. Cotrina-Cabello. 2024. Contaminación por metales pesados de la microcuenca del río Alto Huallaga y suelos agrícolas. *Alfa* 8(22): 41-48.
24. Mahlungulu, A., L. Kambizi, E.A. Akinpelu y F. Nchu. 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.
25. Mancila-Villa, O.R., B.N. Anzaldo-Cortés, R.D. Guevara-Gutiérrez, O. Hernández-Vargas, H.M. Ortega-Escobar, H. Flores-Magdaleno *et al.* 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.
26. MINAM (Ministerio del Ambiente). 2017. Estándares de calidad ambiental (ECA). SINIA. <https://goo.su/LxBt24>
27. Munive, R., G. Gamarra, Y. Munive, F. Puertas, L. Valdiviezo y R. Cabello. 2020. Absorción de plomo y cadmio por girasol de un suelo contaminado y remediado con enmiendas orgánicas en forma de compost y vermicompost. *Scientia Agropecuaria* 11(2): 177-186.
28. Omran, I.I., N.H. Al-Saati, K.S. Hashim, Z.N. Al-Saati, P. Kot, R. Al Khaddar *et al.* 2019. Assessment of heavy metal pollution in the Great Al-Mussaib irrigation channel. *Desalination and Water Treatment* 168: 165-174.
29. Panduro-Tenazoa, N.M., L. Vega-Jara, N. Ramírez-Flores y R.E. Herrera-Veramendi. 2021. Absorción de nutrientes y metales pesados del cultivo de *Myrciaria dubia* (*camu camu*) en un entisol de Yarinacocha. UNHEVAL.
30. Pang, Y.L., Y.Y. Quek, S. Lim y S.H. Shuit. 2023. Review on phytoremediation potential of floating aquatic plants for heavy metals: A promising approach. *Sustainability* 15: 1290.
31. Pei, L., C. Wang y L. Sun. 2022. Effects of unconventional water agricultural utilization on the heavy metal accumulation in typical black clay soil around the metallic ore. *Toxics* 10: 476.
32. Prialé, D.F. 2023. Evaluación de la presencia de plomo y cadmio en cultivos urbanos de *Lactuca sativa* L. y *Beta vulgaris* var. cicla en el distrito de Miraflores. Trabajo de Grado, Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas.
33. Prieto, M.J., C.A. González Ramírez, A.D. Román Gutiérrez y F. Prieto García. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y

- agua. Tropical and Subtropical Agroecosystems 10(1): 29-44.
34. Priya, A.K., M. Muruganandam, S.S. Ali y M. Kornaros. 2023. Clean-up of heavy metals from contaminated soil by phytoremediation: A multidisciplinary and eco-friendly approach. Toxics 11: 422.
35. Quezada, U.R.Q., J.Q. Rodríguez, R.C. Reátegui, I.L.H. Urpe y R.A.H. Benavides. 2023. Concentración de metales pesados en cultívar de *Persea americana* L., Luricocha, Huanta. Alfa Revista de Investigación en Ciencias Agronómicas y Veterinarias 7(20): 376-386.
36. Raj, K. y A. Prasad-Das. 2023. Lead pollution: Impact on environment and human health and approach for a sustainable solution. Environmental Chemistry and Ecotoxicology 5: 79-85.
37. Salah, Y.B., H. Oudadesse, B. Lefevre, S. Tounsi y H. El Feki. 2021. Purified monoammonium phosphate fertilizer promotes the yield and reduces heavy metals accumulation in tomato (*Lycopersicon esculentum* L.). International Journal of Environmental Science and Technology 19: 1753-1764.
38. Sharafi, K., B. Mansouri, A.K. Omer, P., Ebrahimzadeh, G., Sharifi, *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. Scientific Reports 12: 20806.
39. SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú). 2020. Normales climatológicas: Temperatura y humedad relativa. <https://goo.su/hofz9FP>
40. Singh, R., P. Kumar-Singh, P. Madheshiya, A. Kumar-Khare y S. Tiwari. 2024. Heavy metal contamination in the wastewater irrigated soil and bioaccumulation in cultivated vegetables: Assessment of human health risk. Journal of Food Composition and Analysis 128: 106054.
41. Tademe, T. y G. Tilahum. 2024. Determination of metals in water samples within the irrigation area in Telo District, Kaffa Zone, South Western Ethiopia. Heliyon 10: e29003.
42. Thakur, R., S. Sarvade y B.S. Dwivedi. 2022. Heavy metals: Soil contamination and its remediation. AATCC Review 10(2): 59-76.
43. Tomlinson, D.L., J.G. Wilson, C.R. Harris y D.W. Jeffrey. 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. Helgoländer Meeresuntersuchungen 33(1): 566-575.
44. Wei, B., J. Yu, Y. Cao, M. Meng, L. Yang y Q. Chen. 2020. The availability and accumulation of heavy metals in greenhouse soils associated with intensive fertilizer application. International Journal of Environmental Research and Public Health 17: 5359.
45. Xiao, M. y Y. Li. 2022. Distribution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals under reclaimed water irrigation and water level regulations in paddy field. Polish Journal of Environmental Studies 31(3): 2355-2365.
46. Zhang, P., M. Yang, J. Lan, Y. Huang, J. Zhang, S. Huang *et al.* 2023. Water quality degradation due to heavy metal contamination: Health impacts and eco-friendly approaches for heavy metal remediation. Toxics 11: 828.

