

Lead phytoremediation by three plant species with an organic amendment

Carmencita Lavado-Meza, Doctora¹; Julio Angeles Suazo, Maestro²; Leonel De La Cruz-Cerrón, Maestro³; Roberto Angeles Vasquez, Maestro³; Glicerio López-Orihuela, Doctor³

¹Universidad Continental. Huancayo, Perú, clavado@continental.edu.pe

²Universidad Tecnológica del Perú. Lima, Perú. julio_as_1@hotmail.com

³Universidad Nacional del Centro del Perú. Huancayo, Perú. leodece@gmail.com, roanvas@hotmail.com, glopez@uncp.edu.pe

Abstract– *The high contamination with heavy metals in the soils of the Mantaro Valley, Peru, and the few studies reported using organic amendments with three species led to evaluate the Pb phytoaccumulation capacity of three plant species: Taraxacum officinale (TO – the dandelion), Arabidopsis thaliana (AT), and Helianthus annuus (HA – the sunflower) on their roots and shoots. For this, these species were cultivated in pots containing agricultural soil (substrate A - 764 mg Pb/Kg) and agricultural soil + organic amendment (substrate B - 681 mg Pb/kg). Treatments were arranged in a 3 x 2 factorial random design, with three replicates. High concentrations of Pb were observed in the plants after exposure to lead-contaminated soils. For both substrates (A; B), the species with the highest concentration of Pb in the shoots were TO (69.81 ± 2.58 mg/kg; 56.48 ± 1.23 mg/kg) and AT (48.30 ± 2.18 mg/kg; 23.78 ± 0.84 mg/kg) and with a higher concentration in the HA roots (52.96 ± 1.15 mg/kg; 38.27 ± 2.76 mg/kg), Bioaccumulation factors (BCF) and translocation factors (FT) were evaluated. For substrate A, the AT species obtained a higher FT = 2.91, followed by TO (1.65). For substrate B, TO showed a value of 1.57, followed by AT (1.36). The three species demonstrated their capacity for the remediation of Pb from contaminated soils*

Keywords– *Soil remediation, phytoremediation, organic amendment, dandelion, sunflower, lead accumulation*

Digital Object Identifier:

ISSN:

ISBN:

Fitorremediación de plomo por tres especies vegetales con una enmienda orgánica

Carmencita Lavado-Meza, Doctora¹; Julio Angeles Suazo, Maestro²; Leonel De La Cruz-Cerrón, Maestro³; Roberto Angeles Vasquez, Maestro³; Glicerio López-Orihuela, Doctor³

¹Universidad Continental. Huancayo, Perú, clavado@continental.edu.pe

²Universidad Tecnológica del Perú. Lima, Perú, julio_as_1@hotmail.com

³Universidad Nacional del Centro del Perú. Huancayo, Perú, leodece@gmail.com, roanvas@hotmail.com, glopez@uncp.edu.pe

Resumen– La alta contaminación con metales pesados en los suelos del Valle del Mantaro, Perú, y los pocos estudios reportados utilizando enmiendas orgánicas con tres especies llevaron a evaluar la capacidad de fitoacumulación de Pb de tres especies vegetales: *Taraxacum officinale* (TO – el diente de león), *Arabidopsis thaliana* (AT), y *Helianthus annuus* (HA – el girasol) en sus raíces y brotes. Para ello, se cultivaron estas especies en macetas que contenían suelo agrícola (sustrato A - 764 mg Pb/Kg) y suelo agrícola + enmienda orgánica (sustrato B – 681 mg Pb/kg). Los tratamientos se dispusieron en un diseño al azar factorial 3 x 2, con tres repeticiones. Se apreciaron altas concentraciones de Pb en las plantas luego de la exposición a los suelos contaminados con plomo. Para ambos sustratos (A; B) las especies con mayor concentración de Pb en los brotes fueron TO (69,81 ± 2,58 mg/kg; 56,48 ± 1,23 mg/ kg) y AT (48,30 ± 2,18 mg/kg; 23,78 ± 0,84 mg/kg) y con mayor concentración en las raíces HA (52,96 ± 1,15 mg/kg; 38,27 ± 2,76 mg/kg). Se evaluaron los factores de bioacumulación (FBC) y translocación (FT). Para el sustrato A, la especie AT obtuvo un mayor FT = 2,91, seguido de TO (1,65), Para el sustrato B, TO mostró un valor de 1,57, seguido de AT (1,36). Las tres especies demostraron su capacidad para la remediación de Pb de suelos contaminados

Palabras clave – Remediación de suelos, fitorremediación, enmienda orgánica, diente de león, girasol, acumulación de plomo

I. INTRODUCCIÓN

La acumulación y contaminación de metales pesados en el suelo ha aumentado rápidamente y se ha convertido en un importante problema ambiental porque afecta negativamente la fertilidad del suelo y la productividad de los cultivos [1]. La presencia de metales pesados en suelos puede afectar el sistema agroalimentario y la calidad del agua, así mismo, estos se pueden incorporar a la cadena alimenticia llegando al organismo humano provocando serios problemas en la salud debido a su capacidad de bioacumulación y biomagnificación [2], [3]. Las actividades antropogénicas como procesos industriales, el tránsito vehicular, la fundición y la minería, uso de pesticidas estarían contribuyendo a la emisión de plomo (Pb) al suelo [4]. El plomo contenido en el suelo puede ser absorbido por las plantas y de esta manera ingresar a la cadena trófica [5]. En el humano, altas concentraciones de

plomo (Pb), puede provocar insuficiencia renal, enfermedad cardiovascular, pérdida de memoria a corto plazo, problemas de coordinación y disminución de la capacidad de aprendizaje en niños [6]. Como consecuencia, existe una creciente preocupación por el riesgo ambiental asociado con la contaminación del suelo por Pb, que puede generar un alto costo para la remediación y el redesarrollo del suelo [7]. La contaminación difusa de grandes áreas de suelo por metales pesados causa dificultades particulares, ya que la mayoría de las tecnologías clásicas de ingeniería dirigidas a la descontaminación del suelo tradicionalmente tales como intercambio iónico, extracción con disolvente, osmosis inversa, oxidación o reducción química, entre otras, implican la excavación del suelo y por lo tanto son caras, invasivas y representan una amenaza para el equilibrio nutricional y microbiano del suelo [10–12]. Por el contrario, la remediación mediada por plantas (fitorremediación) es una alternativa favorable al medio ambiente ya que implica la aplicación de la tecnología verde que utiliza sólo plantas vivas para la eliminación de contaminantes orgánicos como inorgánicos como el plomo y tiene las ventajas de su relación costo-eficacia y la ausencia de perturbación de la cobertura del suelo, lo que provoca una menor interrupción del ecosistema [13–15]. La fitoextracción es una de las estrategias de fitorremediación que ha recibido mayor interés entre la comunidad científica debido a su sencillez, diferenciación en el tipo de planta utilizada, rapidez y eco-amigable [14].

Por otro lado, el compost derivado de subproductos agroindustriales como estiércol animal, pastos de jardín, desechos vegetales, malezas, paja de cultivos, hojas de árboles y arbustos está sujeto a un proceso microbiológico y de humificación que proporciona material orgánico al suelo [4]. Esta incorporación al suelo contaminado mejora la porosidad del suelo, agrega nutrientes y retiene la humedad, mejora el crecimiento y el rendimiento de los cultivos, y actúa como un remediador para la restauración del suelo contaminado [4]. Por ejemplo Kostecka et al. (2018) [15] sugiere que cuando los desechos de la cocina se convierten en fertilizante orgánico, este ofrece nutrientes para las plantas.

En el Valle del Mantaro, Perú, el Proyecto Mantaro Revive – 2007, demostró que la cuenca del río como principal fuente de agua (utilizada para riego) actúa como un verdadero sumidero y vertedero de elementos tóxicos, corroborándose

científicamente la presencia de altos niveles de arsénico, cadmio, cianuro, mercurio, plomo (180 veces más los límites de la OMS) [16]. Debido a que, el Pb presente en el suelo afecta severamente los procesos fisiológicos y bioquímicos de las plantas y reduce la productividad agrícola [17] y en humanos acarrea problemas de salud [6] existe la preocupación y la necesidad de plantear una solución ecológica.

Por lo tanto, este trabajo tuvo como objetivo evaluar la capacidad de fitoacumulación de Pb en las raíces y brotes de tres especies de plantas *Taraxacum officinale* (TO), *Arabidopsis thaliana* (AT) y *Helianthus annuus* (HA) cultivadas en macetas que contenían suelo agrícola (SA) contaminado con plomo y una combinación de SA + compost. También se determinaron los factores de bioacumulación y translocación.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

A. Recolección de muestras

El suelo utilizado en este estudio fue recolectado del distrito de Orcotuna (Latitud: 11° 58' 8" S y Longitud: 75° 18' 35" O) ubicado en el Valle del Mantaro de la Región Junín, Perú. El suelo del lugar de estudio está constantemente contaminado por diferentes metales transportados a través del río Mantaro. Esta agua con contenido de metales se utiliza para el riego de suelos agrícolas del Distrito de Orcotuna a través del canal de riego Meris-Orcotuna vinculado al río Mantaro, y donde se reportaron Pb (1.45 ton/año) y otros metales (Cu, Fe y As) [18]. Es por ello que, se recolectaron cuarenta muestras de suelo superficial de varios puntos a lo largo del área de estudio (áreas agrícolas) a una profundidad de 0-20 cm. Cada muestra que contenía alrededor de 2 kg se almacenó en bolsas de plástico. Luego, cada muestra fue secada en estufa a 45°C, homogeneizada, tamizada (malla de 2 mm). A continuación, las 40 muestras se mezclaron para obtener una muestra compuesta homogeneizada. La temperatura media anual varía entre 11,6°C (máxima) y 2,4°C (mínima), y con 232,7 (881 mm) días de lluvia.

B. Caracterización fisicoquímica de las muestras de suelo

El análisis de la textura del suelo se realizó por el método del hidrómetro según lo reportado por Beretta et al. (2014). Para ello se preparó una suspensión de suelo: agua (50 g: 1 L), la cual se mezcló con 5 mL de solución de metafosfato de sodio, y se prepararon 500 mL de agua ultrapura y se agitó durante 10 min. Se determinó el pH (Bante 902, Benchtop pH-meter, China) y la conductividad eléctrica (CE) (Bante Instruments, conductímetro, China) de una suspensión preparada de suelo: agua (1:2, 10 g: 20 mL). El pH y la CE se midieron al inicio del experimento, después de dos meses y al final de cada experimento (4 meses).

La materia orgánica y el P total se determinaron por el método de Walkey y Black y el método modificado de Olsen [20],

respectivamente. Los iones de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} y Na^{+} se midieron mediante el método de electrodo selectivo de iones [21].

La concentración de plomo en las muestras de suelo se cuantificó mediante espectroscopia de absorción atómica (AAS) (GBC Avanta, Australia). Previamente, se lixiviaron muestras de suelo de $500 \pm 0,03$ mg de peso seco (PS) utilizando 5 mL de HNO_3 + 1 mL de H_2SO_4 + 1 mL de HClO_4 a 300 °C durante 2 h. La solución obtenida se filtró (filtro Whatman No. 42) y se diluyó hasta 50 mL con agua desionizada. El análisis se llevó a cabo en tres repeticiones (n=3) para garantizar la fiabilidad.

C. Experimento en las macetas

Se llevó a cabo un experimento en macetas bajo condiciones de invernadero (temperatura entre 18°C -25°C y humedad de 50%-70%) para evaluar la capacidad de tres especies de plantas: *Taraxacum officinale* (TO), *Arabidopsis thaliana* (AT) y *Helianthus annuus* (HA) para acumular Pb de suelos contaminados. Para la comparación se preparó compost de residuos de cocina (enmienda orgánica). Así, se realizaron tres experimentos utilizando macetas de plástico; i) con 4 kg de suelo agrícola (SA) secado al aire sin plántulas (grupo control, n = 3); ii) con 4 kg de sustrato A (SA) y cinco plántulas de cada planta (n = 9, tres macetas replicadas por plántula); y iii) con 2 kg de SA + 2 kg de compost de cocina (sustrato B) y cinco plántulas de cada planta (n = 9, tres macetas replicadas por plántula). En total se obtuvieron 21 muestras las cuales fueron regadas hasta su capacidad de campo y cuidadas durante cuatro meses. Al final del experimento, las plantas fueron cuidadosamente cosechadas (evitando que se rompieran), limpiadas y lavadas con agua destilada.

Las raíces y los brotes (tallos + hojas) de cada planta se separaron y se secaron en horno a 60 °C durante 48 h. Las muestras secas se molieron con un mortero y se almacenaron en un tubo de prueba de 50 mL para el análisis de la planta. Las muestras de suelo de cada pote se secaron en estufa a 70°C por 72 h, se molieron, se tamizaron (malla 2 mm) y se guardaron para análisis químico.

Las muestras de plantas (raíces y brotes) se pesaron (200 ± 3 mg) y se digirieron con una mezcla de HNO_3 y HClO_4 concentrados (3:2 v/v), se filtraron y se diluyeron a 50 mL con agua desionizada. Para el suelo, se pesaron (500 ± 3 mg) y digirieron usando el mismo procedimiento descrito anteriormente.

La concentración de plomo en ambas soluciones de plantas y muestras de suelo se cuantificó mediante espectroscopia de absorción atómica (AAS) (GBC Avanta, Australia).

D. Factor de bioacumulación (BF) y translocación (TF)

Los factores de bioacumulación (FBC) y translocación (FT) se calcularon a través de las Ecuaciones 1 y 2:

$$FBC = \frac{\text{Concentración de Pb en las raíces y parte aérea}}{\text{Concentración de Pb en el suelo}} \quad (1)$$

$$FT = \frac{\text{Concentración de Pb en la parte aérea de la planta}}{\text{Concentración de Pb en la raíz}} \quad (2)$$

Las plantas con $FBC > 1$ y $TF > 1$ tienen potencial para ser utilizadas como acumuladoras y fitoextractoras, mientras que $FBC < 1$ y $TF < 1$ pueden clasificarse como fitoestabilizadoras [22].

E. Análisis estadístico

La media \pm desviación estándar de los parámetros fisicoquímicos y la concentración de Pb en la raíz, brotes, el suelo agrícola y la mezcla de suelo agrícola + compost se calcularon utilizando el software MATLAB, versión 2021a. Al conjunto de datos se le aplicó un ANOVA y posteriormente la prueba de Tukey para determinar las diferencias significativas entre las propiedades fisicoquímicas y de textura del sustrato A (suelo agrícola) y el sustrato B (suelo agrícola + compost de cocina) y entre las especies de plantas, respectivamente.

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. Análisis fisicoquímico y de textura de muestras de suelo

Las propiedades fisicoquímicas y de textura del suelo agrícola (sustrato A) y la mezcla de AS + enmienda orgánica (sustrato B) se presentan en la Tabla 1. Además, los iones como Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ , elementos de K, P y materia orgánica total (MOT).

En la Tabla 1, se observó una reducción de pH, $\% \text{CaCO}_3$, $\% \text{arena}$ y $\% \text{arcilla}$ en el sustrato B en comparación con el sustrato A. En contraste, la conductividad eléctrica (CE), MOT, P, K, capacidad de intercambio catiónico (CIC), Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y $\% \text{Limo}$ mostraron un aumento en el sustrato B en comparación con el sustrato A. Se reportaron diferencias significativas ($p < 0,05$) para la mayoría de los parámetros (excepto pH, Ca^{2+} y $\% \text{arcilla}$).

La reducción del pH suele estar relacionada con la adición de materia orgánica al suelo [23]. Así mismo, Karapouloutidou & Gasparatos (2019) y [25] reportaron una disminución en el pH en el suelo cuando se agrega enmiendas orgánicas. En este trabajo se encontró una ligera disminución (de 6,3 a 6,2) del pH. Esta disminución del pH puede atribuirse a la producción de ácidos orgánicos y la degradación microbiana [26]. Además, se observa que el valor de pH está dentro del rango aceptable (6,0 a 7,5) para el cultivo de la mayoría de las plantas.

La conductividad eléctrica (CE) mostró un ligero aumento en el sustrato do Carmo et al. (2016) [25] informaron un

comportamiento similar cuando los suelos se trataron con estiércol de cerdo, pollo, caballo y ganado. Shrestha et al. (2019) [12] también informan el aumento de CE cuando se agregan enmiendas orgánicas. los valores de CE de ambos sustratos en este estudio se encuentran dentro del rango de $0,01 - 1,6 \text{ S m}^{-1}$, lo que sugiere que existe una cantidad adecuada de nutrientes y un efecto de salinidad insignificante sobre el crecimiento de los cultivos.

Benzaghta & Ksheem, (2018) [27] investigaron los efectos de la materia orgánica en las propiedades químicas del suelo calcáreo y concluyeron que las enmiendas orgánicas aumentan los valores de CE y disminuyen ligeramente el $\% \text{CaCO}_3$ y los valores de pH en el suelo. Nuestro hallazgo fue similar al estudio mencionado anteriormente.

La materia orgánica añadida al suelo proporciona salud y aporta nutrientes. El compost es una gran fuente de materia orgánica y mejora la calidad del suelo [28]. Por lo tanto, una mayor materia orgánica total (MOT) en el sustrato B puede estar relacionada con la adición de compost de cocina. Kizito et al. (2019) [28] y de Faria et al. (2020) [29] encontraron un enriquecimiento de la materia orgánica cuando se utilizó biocarbón y otra enmienda orgánica para el crecimiento del maíz y del tallo de maíz, respectivamente.

Los macronutrientes como P, K, Ca y Mg son esenciales para el crecimiento saludable de las plantas [9]. En este trabajo, la adición del sustrato B mostró más K, P, Ca y Mg en comparación con el sustrato A. Por otro lado, Kizito et al. (2019) [28] informaron un aumento (110 %-230 %) de macronutrientes al agregar biocarbón en el cultivo de maíz. Del mismo modo, Donn et al. (2014) [30] encontraron una mayor concentración (10-20 veces) de nutrientes esenciales (P, K y Mg) tanto en los brotes como en las raíces cuando se aplicaron enmiendas de compost. La adición de compost contribuye a la calidad del suelo mejorando la calidad microbiana, la aireación, la capacidad de intercambio catiónico (CEC) y suministra macro y micronutrientes [31]. En este trabajo, la adición de compost de cocina para la obtención del sustrato B influyó en sus valores más altos de CE en comparación con el sustrato A. La CIC es un indicador de la fertilidad del suelo y la retención de nutrientes porque su incremento, aumenta la capacidad del suelo para unir metales o retener cationes, por lo que los hace menos transportables, el $\text{CIC} > 12$ indica un suelo moderado que contiene una buena capacidad de retención de nutrientes [28]. En este estudio ambos sustratos (sustrato A = 13 mol/kg y sustrato B = 20 mol/kg) presentan una buena capacidad para retener nutrientes.

El $\% \text{ de arcilla}$ y el $\% \text{ de arena}$ disminuyeron en el sustrato B, pero el limo aumentó. El suelo con de limo tiende a unir las partículas minerales del suelo, mejorando la capacidad de retención de agua, el drenaje, la penetración de las raíces, la aireación y reduce el riesgo de lixiviación de nutrientes y erosión [32].

TABLA I

CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y TEXTURAL DE SUELO AGRÍCOLA (SUSTRATO A) Y DE LA MEZCLA DE SUELO AGRÍCOLA + ENMIENDA ORGÁNICA (O.A.) (SUSTRATO B) COLECTADOS DE ORCOTUNA, REGIÓN JUNÍN-PERÚ

Parameters	Substrate A (Agricultural soil (AS))	Substrate B (AS + O.A.)	T-test p-value
pH (1:1)	6,3	6,2	0,425
CE (1:1) (S/m)	0,30	0,38	***
%CaCO ₃	1,38	1,12	***
MOT. (%)	2,7	4,12	***
P (ppm)	3,9	5,6	***
K (ppm)	123	131	***
CIC	13,08	20,05	***
Ca ²⁺ (ppm)	17,39	17,85	0,066
Mg ²⁺ (ppm)	2,80	2,95	***
Na ⁺ (ppm)	0,12	0,18	***
% Arena	38,4	32	***
%Limo	30	38,9	***
%Arcilla	31,6	29,1	0,058
Textural class	Sandy loam	Sandy loam	

CE = conductividad eléctrica; MOT = materia orgánica total; CIC = capacidad de intercambio catiónico

B. Concentración de Pb en sustrato A y B

la figura 1 muestra la concentración de Pb en el sustrato A, sustrato B y comparación con el Estándar de Calidad Ambiental (ECA) establecido por el gobierno peruano para suelo agrícola [33]. De la Tabla II se observa que ambos sustratos excedieron los límites establecidos para suelos agrícolas según normativa peruana. Asimismo, se encontró una diferencia significativa ($p < 0,05$) entre los sustratos y el ECA. La alta concentración de Pb en el suelo recolectado en el distrito de Orcotuna puede indicar que hay una introducción y acumulación de este metal tóxico a través del agua de riego [34]. Como el suelo puede retener contaminantes y los metales son inmóviles, varios de estos pueden ser absorbidos o adsorbidos por los cultivos que llegan a la cadena alimentaria [35]. Por lo tanto, estos suelos representan un riesgo notablemente alto para la salud humana y el sistema ecológico.

La disminución de la concentración de Pb del sustrato B con respecto al sustrato A puede atribuirse al efecto de dilución debido a la adición de enmienda orgánica (compost de cocina). Además, la humificación de la materia orgánica (presente en el compost) también puede reducir la

biodisponibilidad de contaminantes orgánicos y metálicos mediante la formación de complejos humificados [36].

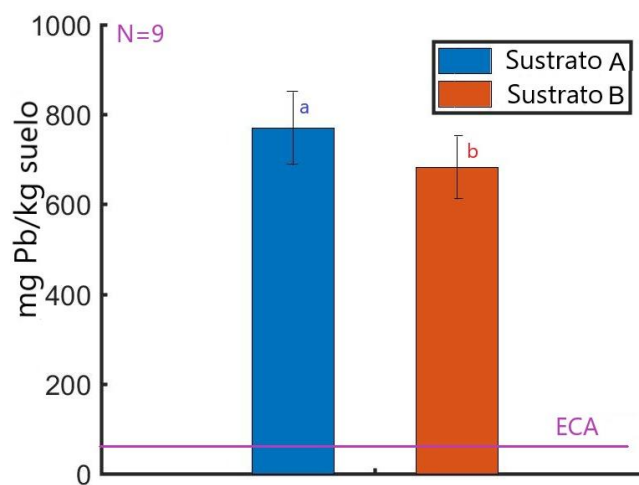


Fig. 1 Media \pm desviación estándar (DE) de la concentración de Pb cuantificado en el sustrato A, sustrato B y el ECA según la normatividad peruana para Pb en suelo agrícola [33].

C. Biomasa vegetal

La Figura 2 muestra la media \pm DE de la biomasa sobre peso seco (PS) de raíces y brotes de las tres especies de plantas (*Taraxacum officinale* (TO), *Arabidopsis thaliana* (AT) y *Helianthus annuus* (HA)) cultivadas en suelos agrícolas (SA) (sustrato A) y la mezcla de SA + compost de cocina (sustrato B).

La biomasa en raíces y brotes de las tres especies TO, AT y HA fue mayor ($p < 0,05$) en las cultivadas en el sustrato B que en el sustrato A. Esta mayor cantidad de biomasa puede estar relacionada con el mayor crecimiento de la especie vegetal en el sustrato B, lo que puede atribuirse principalmente a sus niveles sustanciales de P, Ca y K, requeridos para todas las plantas. Además, el sustrato B presentó una mayor capacidad de intercambio catiónico (CIC) en comparación con el sustrato A, lo que se asocia con una mayor capacidad de liberación de nutrientes que son utilizados por las plantas de manera más eficiente [37]. Asimismo, el sustrato B influyó en la biomasa seca de las raíces para todas las especies de plantas, lo que promovió la producción de biomasa de crecimiento vegetal [38]. Donn et al. (2014) [30] informan que las raíces aumentan el crecimiento cuando se usan tratamientos de enmienda en comparación con el suelo sin enmienda; Kizito et al., (2019) [28] aplicaron biocarbón y evaluaron el crecimiento del maíz, informaron un mayor rendimiento de biomasa. Así mismo Blouin et al. (2019) [39] reportaron el incremento del 13% en biomasa total, 57% en la biomasa de raíces y 78% en biomasa de los brotes del *Cucurbitaceae*.

Para el sustrato B, los valores de biomasa de los brotes de las especies de plantas se ordenan de la siguiente manera: HA > AT > TO. En las raíces, la biomasa se ordena de la siguiente manera: HA > TO > AT. Se encontraron diferencias

significativas ($p < 0,05$) entre las especies de plantas tanto para las raíces como para las partes aéreas de las plantas. Con el sustrato A, la biomasa de los brotes presentó mayor valor en HA, seguido de AT y TO. Las partes de las raíces mostraron valores más altos de biomasa de la siguiente manera: HA > TO > AT. De igual manera, se encontraron diferencias ($p < 0,05$) por especie vegetal para ambos sustratos.

La adición de la enmienda orgánica (compost de cocina) aumentó la biomasa vegetal debido a una mayor absorción de nutrientes, contenido de clorofila y actividades enzimáticas que llevaron a un aumento de la biomasa vegetal [40]. Estos resultados concuerdan con los reportados por Jones et al. (2016) [41] quien analiza el peso seco de la biomasa de *Helianthus annuus* cuando se le agrega una enmienda orgánica (compost), siendo esta mayor en comparación a la biomasa sin enmienda orgánica.

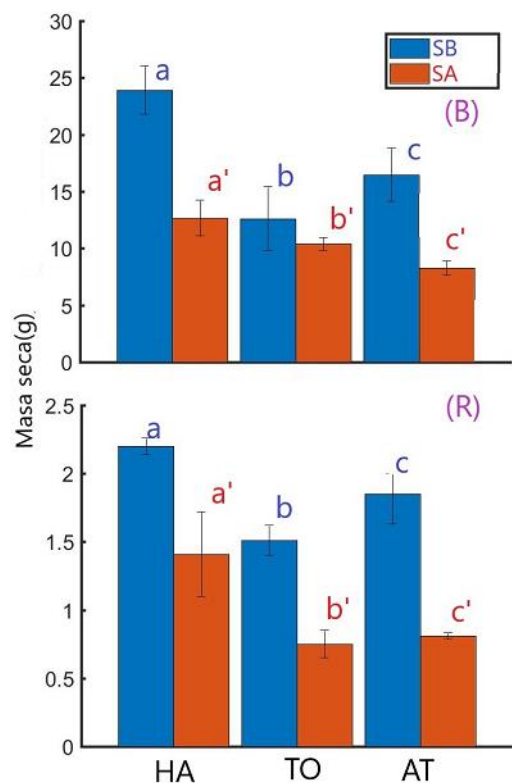


Fig. 2 Media \pm desviación estándar de la biomasa (peso seco) de las partes de las raíces (R) y brotes (B) de las tres especies de plantas (*Taraxacum officinale* (TO), *Arabidopsis thaliana* (AT) y *Helianthus annuus* (HA)) cultivadas en el de sustrato A (SA) y sustrato B (SB). Letras diferentes indican una diferencia significativa.

D. Acumulación de plomo en raíces y brotes

La Figura 3 muestra la comparación de la concentración media de plomo en las raíces (R) y brotes (B). Se compararon los resultados de las especies cultivadas en el sustrato A (SA) y en el sustrato B (SB) con la prueba t-student y ANOVA y para

comparar los resultados entre las especies de plantas se usó la prueba Tukey.

El *Taraxacum officinale* (TA - diente de león) acumuló plomo en ambas partes, raíces y brotes con mayor concentración de plomo en el sustrato A que en el sustrato B para ambas partes de la planta. Sin embargo, se encontraron concentraciones significativamente ($p < 0,05$) mayores en los brotes (69,81 mg Pb/Kg suelo - SA, 56,48 mg Pb/Kg suelo - SB) que en las raíces (37,77 mg Pb/Kg suelo - SA, 34,48 mg Pb/Kg suelo - SB). Maleci et al. (2014) [42] reportaron concentraciones más bajas de Pb en las raíces que en los brotes de *Taraxacum officinale* recolectadas in situ en suelos de minas. Por otro lado, Bini et al. (2012) [43] exponen al *Taraxacum officinale* a diferentes condiciones de contaminación leve, moderado y elevado, en el cual, en todos los casos esta especie acumula mayor cantidad de los metales Pb, Cd, Cr, Fe, y Zn en la parte aérea. La menor concentración de plomo observado en ambas partes cultivadas en el sustrato B puede atribuirse a la adición de enmienda orgánica (abono de cocina) y las condiciones en que fueron cultivadas. En contraste, Odigie et al. (2019) [44] informaron concentraciones de plomo de las partes del diente de león en el siguiente orden: raíces > hojas > tallos > semillas. En este trabajo se reporta una importante absorción del plomo presente en el suelo por los brotes y raíces con una concentración relativamente alta de plomo.

La *Arabidopsis thaliana* (AT) puede acumular y tolerar altas concentraciones de plomo [46, 47]. Como se observa en la Figura 3, la especie AT cultivada en el SA acumuló plomo en raíces (16,88 mg Pb/Kg suelo - SA y 17,47 mg Pb/Kg suelo - SB) y en los brotes (23,78 mg Pb/Kg suelo - SA y 48,29 mg Pb/Kg suelo - SB), con concentraciones significativamente mayores ($p < 0,05$) en los brotes que en las raíces. Gurajala et al. (2019) [47] reportaron un comportamiento similar (mayor concentración de plomo en los brotes que en las raíces) cuando expusieron a la *Brassica juncea* L. a un suelo moderadamente contaminado con plomo. Para la TO y TA el eficiente transporte del plomo desde las raíces hacia los tejidos aéreos, evidencia un mecanismo de tolerancia al plomo.

La *Helianthus annuus* (HA - girasol) tiene mayor concentración de Pb en las raíces (52,96 mg Pb/Kg suelo - SA y 38,27 mg Pb/Kg suelo - SB) en los brotes (21,39 mg Pb/Kg suelo - SA y 2,42 mg Pb/Kg suelo - SB) (Figura 3). Además, se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los sustratos utilizados. Un resultado similar reportaron Boonyapookana et al. (2005) quienes midieron concentraciones de Pb de 2668 $\mu\text{g/g}$ peso seco en raíces y 4454 $\mu\text{g/g}$ peso seco en los brotes de HA. En contraste, Batista et al. (2017) [49] sometió a HA a varias concentraciones de Pb y encontró mayores concentraciones de Pb en las raíces que en los brotes de HA. Así mismo, Alaboudi et al. (2018) [50] encontró valores diferentes para brotes (40,1 mg Pb/kg de peso seco) y raíces (107,7 mg Pb/kg de peso seco) medidos en HA cultivada en suelo con enmienda orgánica. La mayor acumulación de plomo en las raíces probablemente esté asociada con la estrategia de la planta para evitar su toxicidad. La menor concentración de plomo en los brotes se debe a que

esta especie habría desarrollado un sistema de estrategias de tolerancia (función del gen PSE1), que incluye; la reducción de la captación de plomo, la unión o la quelación del plomo en varios compuestos de tiol en el citosol y el transporte del plomo hacia la membrana plasmática [51].

Las raíces son los primeros órganos en ser expuestos a los iones de plomo, los cuales tienden a responder rápidamente formando una barrera mecánica contra los factores de estrés relacionados con los metales [46]. Además, la zona de la raíz es importante en la fitorremediación porque proporciona la entrada a las vías metabólicas para absorber, acumular y metabolizar contaminantes dentro del tejido vegetal [52]. Las acumulaciones menores de plomo tanto en raíces como en brotes observadas con el sustrato B son similares a los resultados reportados por Praburaman et al. (2020) [19] y Ogundiran et al. (2018) [39] quienes aplicaron enmienda orgánica para el cultivo de maíz y moringa olerífera respectivamente. Gutsch et al. (2019) [53] y Usman et al. (2020) [54] mencionaron que el Pb se concentra en diferentes partes de la planta, pero especialmente en la raíz.

Los mecanismos fisiológicos, moleculares y bioquímicos permiten que las plantas toleren los metales tóxicos, mientras que el secuestro de metales tóxicos en las plantas es una consecuencia de las proteínas que se unen a metales como las metalotioneínas y las fitoquelatinas [54]. Así, los resultados encontrados indican que las tres especies de plantas estudiadas tienen potencial para ser utilizadas en la restauración de suelos contaminados por metales tóxicos como el Pb.

especies TO y AT acumulan mayor cantidad de Pb en los brotes en comparación con las raíces, Alaboudi et al. (2018) y Radulescu et al. (2013) informaron hallazgos similares cuando utilizaron las especies HA y TO, respectivamente. Sin embargo, los valores de FBC fueron menores a uno para todas las especies y cada sustrato estudiado (tabla 3). Estos pequeños valores de FBC pueden estar relacionados con una alta concentración de Pb y porque aquí se usó la concentración total y no la fracción de suelo extraíble como sugiere Bech et al. (2016). Este resultado indica entonces que el FBC no es una buena medida de las tres especies para acumular metales, tal como lo afirma Reeves (2006) [57].

Se observaron valores de TF superiores a 1 para las especies de plantas TO (1,65 y 1,57) y AT (2,91) y en ambos sustratos excepto el sustrato B para la AT (0,76). Lo que indica que estas especies son fitoextractoras, tal como lo sugiere [58].

En contraste, $TF < 1$, fue encontrado para la especie HA (0,37 y 0,07) en ambos sustratos (SA y SB). Nuestros resultados están de acuerdo con estudios previos de Alaboudi et al. (2018) [50] y Forte & Mutiti (2017) [59]. Este resultado sugiere que la HA es una especie fitoestabilizadora [13]. La fitoestabilización es una forma de estabilizar los metales pesados para prevenir su difusión y transferencia a la cadena alimentaria [60].

TABLA II
FACTOR DE TRASLOCACIÓN (FT) Y FACTOR DE BIOCONCENTRACIÓN (FBC) DE LAS ESPECIES EN ESTUDIO

	Sustrato A		Sustrato B	
	FT	^a FBC	FT	^a FBC
<i>Taraxacum officinale</i> (TO)	1,65	11,53	1,57	11,56
<i>Arabidopsis thaliana</i> (AT)	2,91	8,37	1,36	3,45
<i>Helianthus annuus</i> (HA)	0,37	0,32	0,07	0,40

^a $n(10)^{-2}$

IV. CONCLUSIONES

La concentración de Pb en el suelo utilizado como sustrato A supera los límites establecidos por la Norma de Calidad Ambiental Peruana (ECA). La adición de compost (sustrato B) mejoró significativamente ($p < 0,05$) el rendimiento de raíces ($HA > TO > AT$) y brotes ($HA > AT > TO$) de cada especie de planta, lo que se reflejó en la biomasa seca. Se encontró una mejor reducción de Pb con *Arabidopsis Thaliana* (AT) para sustrato A (24,46%) y sustrato B (25,68%) en comparación con las otras dos especies. En ambos sustratos TO y AT acumulan mayor cantidad de Pb en sus brotes que en sus raíces a diferencia de HA quién acumula mayor cantidad de Pb en las raíces que los brotes en ambos sustratos. El valor de FBC fue inferior a 1 en todas las especies y sustratos, lo que indica que FBC no es una buena medida de acumulación de Pb

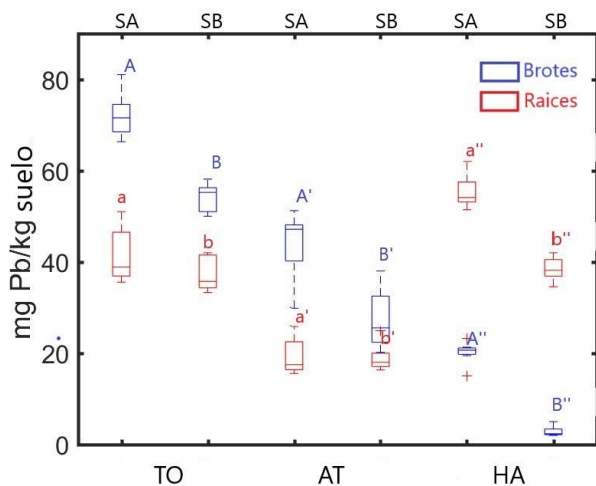


Fig. 3 Acumulación de plomo en *Taraxacum officinale* (TO), *Arabidopsis thaliana* (AT) y *Helianthus annuus* (HA) para raíces (R) brotes (B) cultivadas en presencia de Pb en sustrato A (suelo agrícola - SA) y sustrato B (Suelo agrícola + enmienda orgánica - SB).

E. Factores de bioacumulación y translocación

En la tabla 2 se muestran los valores del factor translocación (FT) y factor de bioconcentración (FBC) de Pb de cada especie vegetal. Se observa que, en ambos sustratos, las

debido a la presencia de concentraciones elevadas de Pb en el suelo. Los valores de TF para el SA fueron superiores a 1 para TO y AT, por lo que ambas especies son potenciales fitoextractoras. Por el contrario, en ambos sustratos se observó TF < 1 para las especies de HA por lo que se le puede considerar como una especie fitoestabilizadora.

REFERENCES

- [1] S. A. Bhat *et al.*, “Phytoremediation of heavy metals in soil and water: An eco-friendly, sustainable and multidisciplinary approach”, *Chemosphere*, vol 303, no January, 2022, doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.134788.
- [2] F. O. Alaribe en P. Agamuthu, “Assessment of phytoremediation potentials of Lantana camara in Pb impacted soil with organic waste additives”, *Ecol. Eng.*, vol 83, bll 513–520, 2015, doi: 10.1016/j.ecoleng.2015.07.001.
- [3] M. J. Salazar en M. L. Pignata, “Lead accumulation in plants grown in polluted soils. Screening of native species for phytoremediation”, *J. Geochemical Explor.*, vol 137, bll 29–36, 2014, doi: 10.1016/j.gexplo.2013.11.003.
- [4] S. Bashir *et al.*, “Comparative role of animal manure and vegetable waste induced compost for polluted soil restoration and maize growth”, *Saudi J. Biol. Sci.*, vol 28, no 4, bll 2534–2539, 2021, doi: 10.1016/j.sjbs.2021.01.057.
- [5] R. Rathika *et al.*, “Influence of biochar and EDTA on enhanced phytoremediation of lead contaminated soil by Brassica juncea”, *Chemosphere*, vol 271, bl 129513, 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.129513.
- [6] L. Praburaman, J. Park, Y. Park, Z. He, S. Kamala-kannan, en B. Oh, “Chemosphere Effect of panchakavya (organic formulation) on phytoremediation of lead and zinc using Zea mays”, *Chemosphere*, vol 246, bl 125810, 2020, doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125810.
- [7] L. Zhang, R. A. Verweij, en C. A. M. Van Gestel, “Effect of soil properties on Pb bioavailability and toxicity to the soil invertebrate Enchytraeus crypticus”, *Chemosphere*, vol 217, bll 9–17, 2019, doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.146.
- [8] V. Mudgal, M. Raninga, D. Patel, D. Ankoliya, en A. Mudgal, “A review on Phytoremediation: Sustainable method for removal of heavy metals”, *Mater. Today Proc.*, no xxxx, 2022, doi: 10.1016/j.matpr.2022.11.261.
- [9] R. A. Wuana en F. E. Okieimen, “Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation”, *ISRN Ecol.*, vol 2011, bll 1–20, 2011, doi: 10.5402/2011/402647.
- [10] S. Khalid, M. Shahid, N. K. Niazi, B. Murtaza, I. Bibi, en C. Dumat, “A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils”, *J. Geochemical Explor.*, vol 182, bll 247–268, 2017, doi: 10.1016/j.gexplo.2016.11.021.
- [11] B. Nedjimi, “Phytoremediation: a sustainable environmental technology for heavy metals decontamination”, *SN Appl. Sci.*, vol 3, no 3, bll 1–19, 2021, doi: 10.1007/s42452-021-04301-4.
- [12] P. Shrestha, K. Bellitürk, en J. H. Görres, “Phytoremediation of heavy metal-contaminated soil by switchgrass: A comparative study utilizing different composts and coir fiber on pollution remediation, plant productivity, and nutrient leaching”, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol 16, no 7, 2019, doi: 10.3390/ijerph16071261.
- [13] J. P. C. Huachen, J. M. Contreras, J. D. L. Pfuño, L. Á. P. Aguilar, en P. P. G. Vilchez, “Phytoremediation of cadmium contaminated soils using sunflower (*Helianthus annuus* L. var. Sunbright)”, *Acta Agron.*, vol 70, no 2, bll 163–170, 2021, doi: 10.15446/acag.v70n2.94208.
- [14] J. Suman, O. Uhlak, J. Viktorova, en T. Macek, “Phytoextraction of heavy metals: A promising tool for clean-up of polluted environment?”, *Front. Plant Sci.*, vol 871, no October, bll 1–15, 2018, doi: 10.3389/fpls.2018.01476.
- [15] J. Kostecka, M. Garczyńska, A. Podolak, G. Paczka, en J. Kaniuczak, “Kitchen organic waste as material for vermiculture and source of nutrients for plants”, *J. Ecol. Eng.*, vol 19, no 6, bll 267–274, 2018, doi: 10.12911/22998993/99691.
- [16] S. Graeter, “To Revive an Abundant Life: Catholic Science and Neoelectivist Politics in Peru’s Mantaro Valley”, *Cult. Anthropol.*, vol 32, no 1, bll 117–148, 2017, doi: 10.14506/ca32.1.09.
- [17] A. Alengebawy, S. T. Abdelkhalek, S. R. Qureshi, en M. Q. Wang, “Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: Ecological risks and human health implications”, *Toxics*, vol 9, no 3, bll 1–34, 2021, doi: 10.3390/toxics9030042.
- [18] M. Salazar, “ENVIRONMENT-PERU: A (Toxic) River Runs Through It”, <http://www.ipsnews.net/2007/11/environment-peru-a-toxic-river-runs-through-it/>.
- [19] A. N. Beretta *et al.*, “Análisis de textura del suelo con hidrómetro: Modificaciones al método de Bouyoucus”, *Cienc. e Investig. Agrar.*, vol 41, no 2, bll 263–271, 2014, doi: 10.4067/S0718-16202014000200013.
- [20] R. Recena, J. Torrent, M. C. del Campillo, en A. Delgado, “Accuracy of Olsen P to assess plant P uptake in relation to soil properties and P forms”, *Agron. Sustain. Dev.*, vol 35, no 4, bll 1571–1579, 2015, doi: 10.1007/s13593-015-0332-z.
- [21] I. Bedlechowicz-Sliwakowska, P. Lingenfelter, T. Sokalski, A. Lewenstam, en M. Maj-Zurawska, “Ion-selective electrode for measuring low Ca 2+ concentrations in the presence of high K + , Na + and Mg 2+ background”, *Anal. Bioanal. Chem.*, vol 385, no 8, bll 1477–1482, 2006, doi: 10.1007/s00216-006-0607-y.
- [22] D. Yildirim en A. Sasmaz, “Phytoremediation of As, Ag, and Pb in contaminated soils using terrestrial plants grown on Gumusky mining area (Kutahya Turkey)”, *J. Geochemical Explor.*, vol 182, bll 228–234, 2017, doi: 10.1016/j.gexplo.2016.11.005.
- [23] Y. Wang, C. Tang, J. Wu, X. Liu, en J. Xu, “Impact of organic matter addition on pH change of paddy soils”, *J. Soils Sediments*, vol 13, no 1, bll 12–23, 2013, doi: 10.1007/s11368-012-0578-x.
- [24] S. Karapouloutidou en D. Gasparatos, “Effects of biostimulant and organic amendment on soil properties and nutrient status of lactuca sativa in a calcareous saline-sodic soil”, *Agric.*, vol 9, no 8, bll 1–14, 2019, doi: 10.3390/agriculture9080164.
- [25] D. L. do Carmo, L. B. de Lima, en C. A. Silva, “Soil fertility and electrical conductivity affected by organic waste rates and nutrient inputs davi lopes”, *Rev. Bras. Cienc. do Solo*, vol 40, bll 1–17, 2016, doi: 10.1590/18069657rbcs20150152.
- [26] R. Adeleke, C. Nwangburuka, en B. Oboirien, “Origins, roles and fate of organic acids in soils: A review”, *South African J. Bot.*, vol 108, bll 393–406, 2017, doi: 10.1016/j.sajb.2016.09.002.
- [27] M. A. Benzaghta en A. Ksheem, “Effect of Different Organic Matters on Chemical Properties of Calcareous Soil”, *Sirte Univ. Sci. J.*, vol 8, no 2, bll 101–110, 2018, [Online]. Available at: https://www.academia.edu/40134998/Effect_of_Different_Organic_Matters_on_Chemical_Properties_of_Calcareous_Soil.
- [28] S. Kizito, H. Luo, J. Lu, H. Bah, R. Dong, en S. Wu, “Role of nutrient-enriched biochar as a soil amendment during maize growth: Exploring practical alternatives to recycle agricultural residuals and to reduce chemical fertilizer demand”, *Sustain.*, vol 11, no 11, 2019, doi: 10.3390/su11113211.
- [29] M. R. de Faria *et al.*, “Contribution of organic amendments to soil properties and survival of stenocarpella on maize stalk”, *Sci. Agric.*, vol 77, no 6, 2020, doi: 10.1590/1678-992x-2018-0289.
- [30] S. Donn, R. E. Wheatley, B. M. McKenzie, K. W. Loades, en P. D. Hallett, “Improved soil fertility from compost amendment increases root growth and reinforcement of surface soil on slopes”, *Ecol. Eng.*, vol 71, bll 458–465, 2014, doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.07.066.
- [31] M. T. Gómez-Sagasti, A. Hernández, U. Artetxe, C. Garbisu, en J. M. Becerril, “How Valuable Are Organic Amendments as Tools for the Phytomanagement of Degraded Soils? The Knowns, Known Unknowns, and Unknowns”, *Front. Sustain. Food Syst.*, vol 2, no October, bll 1–16, 2018, doi: 10.3389/fsufs.2018.00068.

- [32] A. Bruand en D. Tessier, "Water retention properties of the clay in soils developed on clayey sediments: significance of parent material and soil history", *Eur. J. Soil Sci.*, vol 51, no 4, bll 679–688, 2000, doi: 10.1111/j.1365-2389.2000.00338.x.
- [33] MINAM, "Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo", Lima, Perú, 2017.
- [34] A. Mahar *et al.*, "Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review", *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol 126, bll 111–121, 2016, doi: 10.1016/j.ecoenv.2015.12.023.
- [35] M. Gavrilescu, "Enhancing phytoremediation of soils polluted with heavy metals", *Curr. Opin. Biotechnol.*, vol 74, bll 21–31, 2022, doi: 10.1016/j.copbio.2021.10.024.
- [36] A. Medyńska-Juraszek, M. Bednik, en P. Chohura, "Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and uptake of heavy metals by green leafy vegetables", *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol 17, no 21, bll 1–16, 2020, doi: 10.3390/ijerph17217861.
- [37] M. B. Ogundiran, N. S. Mekwunyei, en S. A. Adejumo, "Journal of Environmental Chemical Engineering Compost and biochar assisted phytoremediation potentials of Moringa oleifera for remediation of lead contaminated soil", *J. Environ. Chem. Eng.*, vol 6, no 2, bll 2206–2213, 2018, doi: 10.1016/j.jece.2018.03.025.
- [38] L. Khanh Ly *et al.*, "Demonstration of improved plant growth and biomass by At1g promoter-controlled root-preferential expression of AtGA20ox gene", 2020.
- [39] M. Blouin, J. Barrere, N. Meyer, S. Lartigue, S. Barot, en J. Mathieu, "Vermicompost significantly affects plant growth. A meta-analysis", *Agron. Sustain. Dev.*, vol 39, no 4, bll 1–15, 2019, doi: 10.1007/s13593-019-0579-x.
- [40] I. Gul, M. Manzoor, J. Kallerhoff, en M. Arshad, "Enhanced phytoremediation of lead by soil applied organic and inorganic amendments: Pb phytoavailability, accumulation and metal recovery", *Chemosphere*, vol 258, bll 127405, 2020, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127405.
- [41] S. Jones *et al.*, "Biochar and compost amendments enhance copper immobilisation and support plant growth in contaminated soils", *J. Environ. Manage.*, bll 1–12, 2016, doi: 10.1016/j.jenvman.2016.01.024.
- [42] L. Maleci, G. Buffa, M. Wahsha, en C. Bini, "Morphological changes induced by heavy metals in dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) growing on mine soils", *J. Soils Sediments*, vol 14, no 4, bll 731–743, 2014, doi: 10.1007/s11368-013-0823-y.
- [43] C. Bini, M. Wahsha, S. Fontana, en L. Maleci, "Effects of heavy metals on morphological characteristics of *Taraxacum officinale* Web growing on mine soils in NE Italy", *J. Geochemical Explor.*, vol 123, bll 101–108, 2012, doi: 10.1016/j.gexplo.2012.07.009.
- [44] K. O. Odigie, J. Rojero, S. A. Hibdon, en A. R. Flegal, "Natural Lead Levels in Dandelions (*Taraxacum officinale*): A Weed, Folk Medicine, and Biomonitor", *Environ. Sci. Technol.*, vol 53, no 2, bll 954–962, 2019, doi: 10.1021/acs.est.8b04191.
- [45] F. Auguy *et al.*, "Lead Tolerance and Accumulation in *Hirschfeldia incana*, a Mediterranean Brassicaceae from Metalliferous Mine Spoils", *PLoS One*, vol 8, no 5, 2013, doi: 10.1371/journal.pone.0061932.
- [46] M. Fahr *et al.*, "Effect of lead on root growth", *Front. Plant Sci.*, vol 4, no JUN, bll 1–8, 2013, doi: 10.3389/fpls.2013.00175.
- [47] H. K. Gurajala, X. Cao, L. Tang, T. M. Ramesh, M. Lu, en X. Yang, "Comparative assessment of Indian mustard (*Brassica juncea* L.) genotypes for phytoremediation of Cd and Pb contaminated soils", *Environ. Pollut.*, vol 254, bll 113085, 2019, doi: 10.1016/j.envpol.2019.113085.
- [48] B. Boonyapookana, P. Parkpian, S. Techapinyawat, R. D. DeLaune, en A. Jugsujinda, "Phytoaccumulation of lead by sunflower (*Helianthus annuus*), tobacco (*Nicotiana tabacum*), and vetiver (*Vetiveria zizanioides*)", *J. Environ. Sci. Heal. - Part A Toxic/Hazardous Subst. Environ. Eng.*, vol 40, no 1, bll 117–137, 2005, doi: 10.1081/ESE-200033621.
- [49] A. A. Batista, J. A. G. Santos, M. R. Bomfim, F. M. Moreira, E. F. Leal, en J. N. da Conceição, "Induced changes in the growth of four plant species due to lead toxicity", *Rev. Bras. Eng. Agric. e Ambient.*, vol 21, no 5, bll 327–332, 2017, doi: 10.1590/1807-1929/agriambi.v21n5p327-332.
- [50] K. A. Alaboudi, B. Ahmed, en G. Brodie, "Phytoremediation of Pb and Cd contaminated soils by using sunflower (*Helianthus annuus*) plant", *Ann. Agric. Sci.*, vol 63, no 1, bll 123–127, 2018, doi: 10.1016/j.aos.2018.05.007.
- [51] T. Fan *et al.*, "The PSE1 gene modulates lead tolerance in *Arabidopsis*", *J. Exp. Bot.*, vol 67, no 15, bll 4685–4695, 2016, doi: 10.1093/jxb/erw251.
- [52] K. Kumar Yadav *et al.*, "Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects", *Ecol. Eng.*, vol 120, no May, bll 274–298, 2018, doi: 10.1016/j.ecoleng.2018.05.039.
- [53] A. Gutsch *et al.*, "Does long-term cadmium exposure influence the composition of pectic polysaccharides in the cell wall of *Medicago sativa* stems?", *BMC Plant Biol.*, vol 19, no 1, bll 1–17, 2019, doi: 10.1186/s12870-019-1859-y.
- [54] K. Usman, M. H. Abu-Dieyeh, N. Zouari, en M. A. Al-Ghouthi, "Lead (Pb) bioaccumulation and antioxidative responses in *Tetraena qataranse*", *Sci. Rep.*, vol 10, no 1, bll 1–10, 2020, doi: 10.1038/s41598-020-73621-z.
- [55] C. Radulescu, C. Stihl, L. Barbes, A. Chilian, en D. E. Chelarescu, "Studies concerning heavy metals accumulation of *Carduus nutans* L. and *Taraxacum officinale* as potential soil bioindicator species", *Rev. Chim.*, vol 64, no 7, bll 754–760, 2013.
- [56] J. Bech, N. Roca, P. Tume, J. Ramos-Miras, C. Gil, en R. Boluda, "Screening for new accumulator plants in potential hazards elements polluted soil surrounding Peruvian mine tailings", *Catena*, vol 136, bll 66–73, 2016, doi: 10.1016/j.catena.2015.07.009.
- [57] R. D. Reeves, "Hyperaccumulation of trace elements by plants", *Phytoremediation Met. Soils*, bll 25–52, 2006, doi: 10.1007/1-4020-4688-x_2.
- [58] R. M. Cerrón, G. G. Sánchez, Y. M. Yachachi, F. P. Ramos, L. V. Gonzales, en R. C. Torres, "Lead and cadmium uptake by sunflower from contaminated soil and remediated with organic amendments in the form of compost and vermicompost", *Sci. Agropecu.*, vol 11, no 2, bll 177–186, 2020, doi: 10.17268/SCI.AGROPECU.2020.02.04.
- [59] J. Forte en S. Mutiti, "Phytoremediation Potential of *Helianthus annuus* and *Hydrangea paniculata* in Copper and Lead-Contaminated Soil", *Water. Air. Soil Pollut.*, vol 228, no 2, 2017, doi: 10.1007/s11270-017-3249-0.
- [60] C. W. A. Do Nascimento, C. M. Biondi, F. B. V. da Silva, en L. H. V. Lima, "Using plants to remediate or manage metal-polluted soils: An overview on the current state of phytotechnologies", *Acta Sci. - Agron.*, vol 43, no i, bll 1–10, 2021, doi: 10.4025/ACTASCIAGRON.V43I1.58283.