

Fitorremediación en suelos contaminados con Cd usando girasol (*Helianthus annuus* L. var. Sunbright)

Phytoremediation of cadmium contaminated soils using sunflower (*Helianthus annuus* L. var. Sunbright)

Josué Pedro Clemente Huachen ^{1,2}, Jefferson Medina Contreras ^{1,3}, Johel Daniel Laura Pfuño ^{1,4}, Luis Angel Pariona Aguilar ^{1,5}, Pedro Pablo Gutiérrez Vílchez ^{1,6}.

¹Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú. ² ✉ 20151021@lamolina.edu.pe, ³ ✉ 20140061@lamolina.edu.pe, ⁴ ✉ 20151048@lamolina.edu.pe, ⁵ ✉ 20160059@lamolina.edu.pe, ⁶ ✉ pgutierrez@lamolina.edu.pe



<https://doi.org/10.15446/acag.v70n2.94208>

2021 | 70-2 p 163-170 | ISSN 0120-2812 | e-ISSN 2323-0118 | Rec.: 10-03-2021 Acep.: 12-10-2021

Resumen

El objetivo de esta investigación fue determinar la acumulación, distribución y tolerancia de cadmio (Cd) en girasol en suelos contaminados con dicho metal. La investigación consistió en dos experimentos conducidos en macetas bajo condiciones de invernadero. En el primero se probaron concentraciones de 0, 10, 15, 20 y 25 mg Cd kg⁻¹ suelo y se evaluó la altura, producción de materia seca y concentración de Cd en raíz, tallo, hoja e inflorescencia a los 84 días. Para el segundo, la concentración fue de 20 mg Cd kg⁻¹ suelo y se evaluó a los 35, 49, 63, 75 y 84 días la concentración de Cd en los mismos órganos. Las dosis de Cd no tuvieron efecto en la altura de planta ni en la producción de materia seca, siendo el índice de tolerancia (IT) equivalente a 1, lo que demostró su alta tolerancia por este metal. En general, se encontró que al incrementar las dosis de Cd en suelo aumentó la concentración de Cd en planta. Independiente a la época de evaluación, la raíz concentró más Cd debido a una baja translocación hacia la zona aérea. El factor de bioconcentración (FBC) fue mayor a 1 bajo las diferentes dosis de Cd. En tanto al factor de translocación (FT), este resultó menor a 1 en ambos experimentos. Según los valores del FT y FBC encontrados, el girasol se comportaría como un fitoestabilizador por debajo de 25 mg Cd kg⁻¹ suelo.

Palabras claves: factor de translocación, fitoextracción, fitoestabilización.

Abstract

The aim of the present research was to determine the accumulation, distribution and tolerance of sunflower plants to cadmium (Cd) contaminated soils. The research consisted of two pot experiments under greenhouse conditions. In Experiment 1, concentrations of 0, 10, 15, 20, and 25 mg Cd kg⁻¹ soil were tested and the height, dry matter production and Cd concentration in root, stem, leaf, and inflorescence were evaluated at 84 DAS (day after sowing). In Experiment 2, the concentration was 20 mg Cd kg⁻¹ soil and the concentration of Cd in the same organs was evaluated at 35, 49, 63, 75, and 84 DAS. Cadmium doses had no effect on plant height or dry matter production, the tolerance index (TI) being equivalent to 1, which demonstrated its high tolerance for this metal. In general, it was found that increasing doses of Cd in the soil increased Cd concentration in the plant. Independent of the time of evaluation, the root concentrated more Cd due to a low translocation towards the aerial zone. The bioconcentration factor (BCF) was greater than 1 under the different doses of Cd. As for the translocation factor (TF), it was less than 1 in both experiments. According to the TF and BCF values found, sunflower would behave as a phytostabilizer below 25 mg Cd kg⁻¹ soil.

Keywords: translocation factor, phytoextraction, phytostabilization.

Introducción

El cadmio (Cd) se considera un metal pesado no esencial para la vida (Raven, 2018) que a bajas concentraciones puede ser más tóxico que otros metales pesados no esenciales (Shakoor *et al.*, 2017). El cadmio puede ser absorbido fácilmente por las raíces de las plantas y transportado a los brotes, lo que provoca síntomas tóxicos visibles que generan el retraso de crecimiento, clorosis de las hojas, marchitez y muerte celular (Daud *et al.*, 2009; Song *et al.*, 2017), así también, representa un peligro para la salud humana porque está presente en la cadena alimenticia (Vinothkumar y Senthilvalavan, 2018).

Este elemento es introducido al suelo de forma natural ya sea por emisiones volcánicas, erosión de suelos o por acciones antropogénicas como los residuos de minería, actividades agrícolas e industriales (Rehman *et al.*, 2016).

El uso de plantas para remover contaminantes del suelo es la técnica de la fitorremediación la cual tiene un gran potencial para remediar suelos contaminados *in situ* con metales pesados debido a su baja rentabilidad y respeto con el medio ambiente (Gurajala *et al.*, 2019; He *et al.*, 2019). Dentro de esta tecnología se describe a la fitoestabilización, la cual se basa en la capacidad de acumular los contaminantes en el tejido radicular y absorber los mismos sobre la superficie radicular (Mang y Ntushelo, 2018). Las ventajas de esta técnica es que alivia la erosión del suelo y la escorrentía superficial (Montiel-Rozas *et al.*, 2015) y minimiza la disponibilidad y la migración de metales pesados hacia aguas subterráneas (Barajas-Aceves *et al.*, 2015).

Dentro del grupo de plantas que se utilizan en esta tecnología, el girasol (*Helianthus annuus*) es una buena alternativa porque presenta un rápido crecimiento, es fácil de cosechar, produce alta biomasa y transporta y acumula elevadas concentraciones de Cd en sus órganos (Moteszarezhadeh *et al.*, 2016; Shakoor *et al.*, 2017).

La información obtenida en este estudio permitirá plantear estrategias para reducir la disponibilidad de Cd en suelos contaminados, mejorar la supervivencia de especies vegetales y reducir el contenido de este metal en el producto de cosecha. En tal contexto, la presente investigación tiene como objetivo determinar la respuesta del girasol en suelos contaminados con Cd, evaluando su crecimiento, su capacidad de acumulación de dicho metal a diferentes concentraciones y la distribución del mismo durante el ciclo fenológico del cultivo.

Materiales y métodos

El trabajo de investigación se realizó en el patio de ensayo del Laboratorio e Invernadero de Fertilidad del Suelo (LIFS) "Sven Villagarcía Hermoza" de la

Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM) cuyas coordenadas son 12°05'16"S y 76°56'10"W a 244 m s.n.m.

El experimento fue desarrollado entre los meses de agosto y diciembre del 2018, cuya temperatura promedio fue de 21 °C.

El suelo se recolectó de los primeros 15 cm de profundidad de una parcela experimental de la UNALM, cuyas características fisicoquímicas se muestran en la Tabla 1.

Las mediciones de pH y C.E del suelo en estudio fueron 7.48 y 1.78 dS m⁻¹ respectivamente, se realizaron en una mezcla de suelo y agua en relación 1:1 y su clase textural fue franco arcilloso arenoso con 2.05 % de M.O. Además, el suelo presentó considerables cantidades de Cd total, siendo la concentración 2.41 mg kg⁻¹, el cual fue determinado por espectrofotometría de absorción atómica.

El estudio consistió en dos experimentos. El primero donde se probaron cinco dosis de aplicación de Cd: 0, 10, 15, 20 y 25 mg kg⁻¹ suelo con cuatro repeticiones. La cosecha se realizó 83 días después de la siembra (dds) y se empleó un diseño completamente al azar (DCA). El segundo donde se aplicó una dosis de 20 mg Cd kg⁻¹ suelo y se evaluó la concentración de Cd en los órganos del girasol y planta entera a los 35, 49, 63, 75 y 84 dds, épocas que coincidieron con la cosecha de plantas.

Para ambos experimentos se emplearon macetas de plástico que contenían 4 kg de suelo. La fuente de Cd empleada fue nitrato de cadmio pentahidratado [Cd(NO₃)₂·5H₂O] al 99.0 % de pureza. A cada maceta se agregó 250 ml de solución de Cd(NO₃)₂·5H₂O para lograr las dosis de Cd correspondiente. Posteriormente se regaron las macetas hasta capacidad de campo y se cubrieron con plástico. Luego de 15 días de

Tabla 1. Características fisicoquímicas del suelo en estudio

Características	Unidad	Valor
Arena	%	46
Limo	%	23
Arcilla	%	31
Textura	-	Fr.Ar.A
pH (1:1)	-	7.48
CE (1:1)	dS m ⁻¹	1.78
MO	%	2.05
CIC	cmol _c kg ⁻¹	12.80
Cd total	mg kg ⁻¹	2.41

pH: valor del pH del suelo medido en proporción 1:1 de suelo y agua; CE: conductividad eléctrica medido en proporción 1:1 de suelo y agua; MO: materia orgánica; CIC: capacidad de intercambio catiónico; Fr.Ar.A: franco arcillo arenoso.

equilibración, se sembraron 5 semillas por maceta, y después de la emergencia, se redujeron a 3 plantas. Estas últimas se fertilizaron con N (urea) a una dosis de 100 mg kg⁻¹ suelo.

Durante las épocas de cosecha del girasol, estas se separaron por órganos (raíz, tallo, hoja e inflorescencia) y se llevaron a secar a estufa por 48 h a 70 °C para obtener su peso seco. Las muestras de materia seca fueron molidas y se procedió con la digestión húmeda, para lo cual se tomó una muestra de 2.5 g de materia seca y se agregaron 12 ml de solución nitro-perclórica en relación 1:5. Finalmente, se determinaron las concentraciones de Cd con el uso de un espectrofotómetro de absorción atómica.

Acumulación y translocación del metal en planta

Factor de Bioconcentración (FBC). Este factor indica la eficiencia con la que una planta acumula un metal en sus tejidos desde el entorno (Ladislas *et al.*, 2012). Esto se calculó siguiendo la relación indicada por Amin *et al.* (2018).

$$\text{Factor de Bioconcentración (FBC)} = \frac{[C_{\text{aéreo o raíz}}]}{[C_{\text{suelo}}]} \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde $C_{\text{aéreo o raíz}}$ es la concentración de Cd aéreo (Tallo + hoja + inflorescencia) y C_{suelo} es la concentración del mismo metal en el suelo, ambos expresados en mg kg⁻¹.

Factor de translocación (FT). Este factor indica la eficiencia con que la planta transloca un metal que se acumula en raíz hacia la zona aérea. Esto se calculó de acuerdo con Amin *et al.* (2018):

$$\text{Factor de translocación (FT)} = \frac{[C_{\text{aéreo}}]}{[C_{\text{raíz}}]} \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde $C_{\text{aéreo}}$ es la concentración de Cd en tallos, hojas e inflorescencia y $[C_{\text{raíz}}]$ es la concentración del mismo metal en la raíz, ambas en mg kg⁻¹ MS.

Índice de tolerancia (IT). Este índice se calculó de acuerdo con Piršelová *et al.* (2016):

$$\text{Índice de tolerancia (IT)} = \frac{\text{PS de planta tratada con Cd}}{\text{PS de planta control}} \times 100\% \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde PS es el peso seco del órgano a evaluar.

Los análisis estadísticos se realizaron con el software SISVAR, ejecutando un análisis de varianza (ANOVA), prueba de medias mediante la prueba de Tukey ($P < 0.05$) y análisis de regresión ($F < 0.05$).

Resultados y discusión

Primer experimento. Según la Tabla 2, no se observó una reducción significativa de altura de planta ni de biomasa hasta 25 mg Cd kg⁻¹ suelo, aunque sí una ligera disminución conforme se incrementaron las dosis. Esto significaría que *Helianthus annuus* podría tolerar este metal hasta 25 mg kg⁻¹ suelo como también se observó en *Solanum nigrum* bajo la misma dosis (Wei *et al.* 2006). En otros estudios, Alaboudi *et al.* (2018) y Ashraf *et al.* (2019) mostraron diferencias significativas en la reducción de altura y materia seca a partir de concentraciones de 10 y 20 mg Cd kg⁻¹, respectivamente. Esto podría deberse a que en estas investigaciones hubo mayor absorción de Cd en los tratamientos con respecto a su control con las variedades de girasol en estudio, así también el momento de cosecha se realizó 30 días (promedio) antes que nuestro estudio. Por otro lado, a 10 mg Cd kg⁻¹ hubo un ligero incremento en la biomasa de la planta entera con respecto al control. Bajo la misma dosis, este incremento fue confirmado por Ramírez *et al.* (2018) y Jadia y Fulekar (2008) en sus estudios con *Solanum nigrum* y *Helianthus annuus*, respectivamente.

La Figura 1 muestra que las dosis de Cd en suelo y la concentración de Cd en biomasa de raíz, tallo, hoja e inflorescencia se ajustaron a una curva de regresión cuadrática ($F < 0.05$) con un $R^2 > 0.97$ para todos los casos. Este resultado coincide con el estudio de Chaves *et al.* (2011), quienes reportaron una curva regresión cuadrática con un $R^2 > 0.93$ para dosis similares. Conforme aumenta el Cd en suelo, se incrementa la concentración de Cd en el tejido (Zou *et al.*, 2008; De Maria *et al.*, 2013; Alaboudi *et al.*, 2018; Ashraf *et al.*, 2019; Chaves *et al.*, 2011), siendo esta máxima en las raíces (33.1 mg kg⁻¹) a dosis de 20 mg Cd kg⁻¹ suelo.

Tabla 2. Altura de planta, materia seca de planta entera y por órganos de girasol en suelos contaminados con diferentes concentraciones de Cd (mg kg⁻¹ suelo)

Cd mg kg ⁻¹	Altura de planta (cm)	Biomasa (g)				
		R	T	H	I	PE
0	52.0	3.3	7.3	9.1	21.0	40.8
10	53.0	2.9	8.3	9.6	22.4	43.3
15	51.8	2.5	9.5	9.9	18.8	40.7
20	49.8	3.3	6.5	9.9	19.6	39.3
25	52.4	2.6	8.4	10.8	17.9	39.7
μ	51.8	2.9	8.0	9.9	19.9	40.8
sig	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CV (%)	9.1	25.7	18.8	12.9	12.1	7.9
Pr(>F)	0.88	0.39	0.11	0.45	0.12	0.46
F valor	0.30	1.10	2.26	0.97	2.21	0.97

Valores son promedio (n = 4); NS: no hay diferencias significativas según Tukey ($P > 0.05$); coeficiente de variabilidad (CV); raíz (R); tallo (T); hoja (H); inflorescencia (I); planta entera (PE).

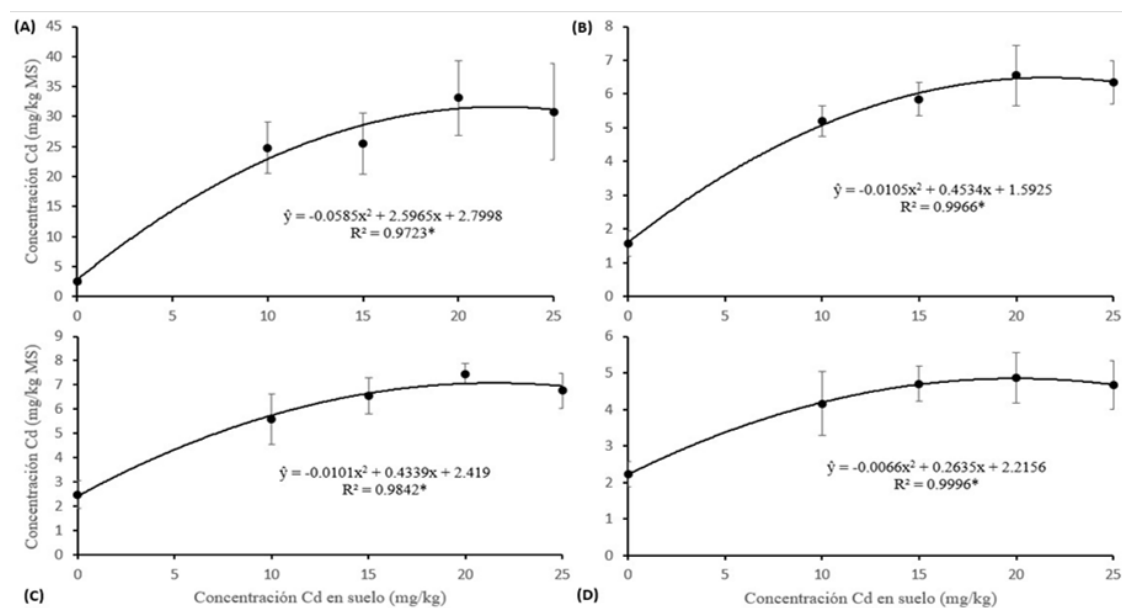


Figura 1. Análisis de regresión para concentraciones de Cd en materia seca de girasol y concentración de Cd en raíz (A); tallo (B), hoja (C) e inflorescencia (D); materia seca (MS). *Existen diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P < 0.05$); valores son promedio ($n = 4$); \pm desviación estándar.

El incremento de Cd en raíz, tallo, hoja e inflorescencia a dosis de 20 mg kg^{-1} superó al control en 12.02, 3.16, 2.01 y 1.19 veces más, pasando de 2.55 a 33.13, 1.58 a 6.55, 2.48 a 7.46 y de 2.22 a $4.87 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ MS}$, respectivamente. Por el contrario, a dosis de 25 mg kg^{-1} la curva comenzó a decaer en general. En otros estudios se expone similar secuencia de absorción: raíz > hoja > tallo, en la misma especie (Ashraf *et al.*, 2019; De Maria *et al.*, 2013; Chaves *et al.*, 2011). Cabe destacar que la concentración promedio de Cd en raíz fue 62.6 % del total, mientras que en la zona aérea fue de 37.4 %. Porcentajes muy similares en raíz y zona aérea han sido documentados (Sewalem *et al.*, 2014; Lopes *et al.*, 2014). No se encontró en ningún órgano concentraciones mayores a 100 mg kg^{-1} (umbral), de modo que el girasol no podría ser clasificada como una planta hiperacumuladora bajo este criterio (Baker *et al.*, 2000). Sin embargo, se ha encontrado que la rotación de cultivos anuales como girasol para aceite, colza y maní, pueden extraer más Cd del que ingresa al sistema en un suelo agrícola (Yang *et al.*, 2021).

El factor de bioconcentración (FBC) y el factor de translocación (FT) son valores claves necesarios para estimar el potencial de una planta como fitoextractora o fitoestabilizadora (AL-Jobori y Kadhim, 2019). Según Sidhu *et al.* (2017), las especies de plantas con $\text{FBC} > 1$ y $\text{FT} < 1$ tienen el potencial de acumular altas concentraciones del metal en sus raíces y pueden ser utilizadas para fines de fitoestabilización. En promedio, el FBC y FT de los tratamientos (sin incluir al control) resultaron 1.69 y 0.62, respectivamente (Figuras 2 y 3). Estas cifras indicarían que *Helianthus annuus* se comporta como una especie fitoestabilizadora a concentraciones entre 10 y 25 mg kg^{-1} .

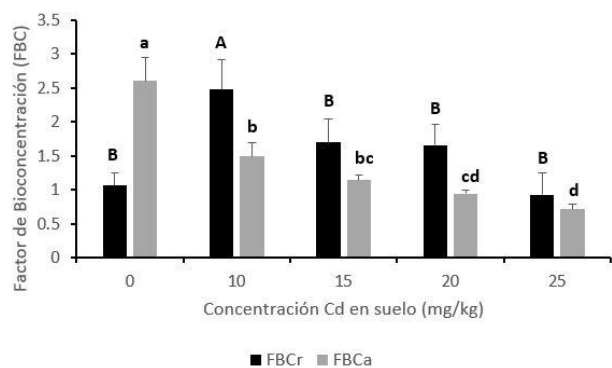


Figura 2. Relación entre el factor de bioconcentración (FBC) en raíz (FBCr) y zona aérea (FBCa) de girasol vs. las concentraciones de Cd en suelo. Valores son promedio ($n = 4$); \pm desviación estándar. Letras diferentes en un mismo color de barra indican diferencias significativas mediante la prueba de Tukey ($P < 0.05$).

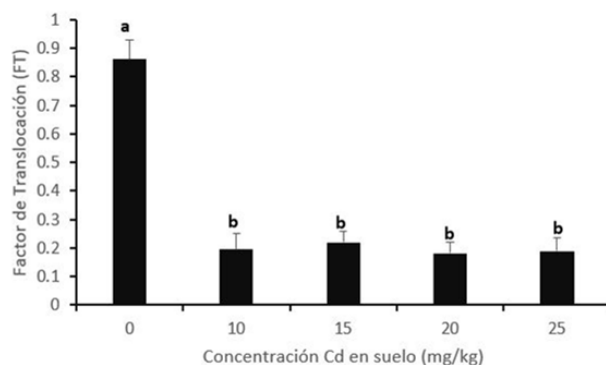


Figura 3. Relación entre el factor de traslocación (FT) y concentraciones de Cd en suelo. Valores son promedio ($n = 4$); \pm desviación estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas mediante la prueba de Tukey ($P < 0.05$).

La fitoestabilización no es una tecnología para extraer metales pesados del suelo, sino una forma de estabilizarlos para prevenir mayor difusión y transferencia a la cadena alimentaria (Nascimento *et al.*, 2021). Algunas plantas pueden, a través de exudados radiculares, modificar la solubilidad y/o movilidad de los metales pesados (Nedjim, 2021).

Por otro lado, se muestra que el FBC de raíz (FBCr) y zona aérea (FBCa) decrecen a favor del incremento de Cd en suelo. Aproximadamente la relación entre el FBCr y FBCa es 0.67 veces más en todos los tratamientos. La transferencia de este metal desde el suelo hacia la raíz resultó en un FBC mayor a 1 por debajo de 25 mg kg⁻¹ (Alaboudi *et al.*, 2018).

El control presenta un FT cercano a 1, lo que podría significar que ante una baja o nula concentración de Cd (2.41 mg kg⁻¹), se favorece la translocación hacia la zona aérea (Figura 3). Con la finalidad de incrementar la eficiencia de la fitorremediación se utilizan alternativas como agentes quelatantes, aplicación de biochar o asociación con micorrizas (Amna *et al.*, 2015; Yadav *et al.*, 2018). Conforme a la Figura 4, la concentración de Cd en suelo y la extracción de Cd por el girasol se ajustaron a una curva de regresión cuadrática (F < 0.05). En general, el incremento de Cd en suelo aumentó la extracción de este metal en planta hasta 20 mg kg⁻¹ y decayó en el último tramo. La extracción de Cd en planta entera fue de 89.90 ug maceta⁻¹ en el control y se incrementó a 319.77 ug maceta⁻¹ a una dosis de 20 mg Cd kg⁻¹, siendo la distribución en la extracción de Cd de 211.8 y 107.97 ug, en zona aérea y raíz, respectivamente. En promedio, la extracción de este metal en raíz para todos los tratamientos (sin incluir el control) fue de 28.6 % del total de extracción. Sin embargo, esto difiere con el estudio de Rivelli *et al.* (2014), pues los autores encontraron que la raíz extrajo en promedio cerca del 70 % de Cd. Esta diferencia se explicaría debido a que la variedad sembrada por los autores obtuvo una mayor producción de materia seca en raíz.

La tolerancia de las plantas al estrés por metales pesados se estima en función de su inhibición del crecimiento de raíces y/o brotes por el metal presente en un medio (Malar *et al.*, 2014). Sugieren Audet y Charest (2007) que si el valor del índice de tolerancia (IT) es menor a 1, la planta reduce su biomasa por el estrés del metal contaminante. Contrariamente, si el IT es mayor a 1 se incrementa la biomasa (hiperacumulador) debido a que desarrolla tolerancia. Finalmente, si el IT es igual a 1, la planta no es influenciada por el metal contaminante, lo que indica que no hay diferencias con el tratamiento control. Los resultados de la Tabla 3 muestran que no hay diferencias significativas entre el IT del control y los demás tratamientos. El IT de la planta entera fue 1 en promedio, valor que indicaría que el girasol no es afectado por las dosis aplicadas. Por otro lado, se observó una tendencia en la reducción del IT en raíz e inflorescencia en todas las dosis, lo que podría

significar una mayor sensibilidad de estos órganos en la producción de materia seca. Según De Maria *et al.* (2013) sugieren que el girasol tiene un mecanismo de baja translocación de Cd desde las raíces hacia la parte aérea, evitando la toxicidad en los tejidos apicales fisiológicamente más activos, lo cual explica las bajas concentraciones de Cd en inflorescencias respecto a los demás órganos. Los cultivares de girasol que son capaces de mantener mayor concentración de Cd en raíces o incluso en tallos, respecto a hojas e inflorescencias, tienen mayor capacidad de evitar toxicidad debido a que no se afecta el metabolismo de carbohidratos (Cornu *et al.*, 2020).

Segundo experimento. En general, la raíz presentó la máxima concentración de Cd en todas las épocas de cosecha y no se encontraron diferencias significativas entre el tallo, la hoja e inflorescencia, pero sí una marcada diferencia al compararlas con la raíz (p < 0.05) (Tabla 4). La Figura 5 muestra las curvas de regresión para la época de cosecha y la concentración de Cd en materia seca de los diferentes órganos. Según

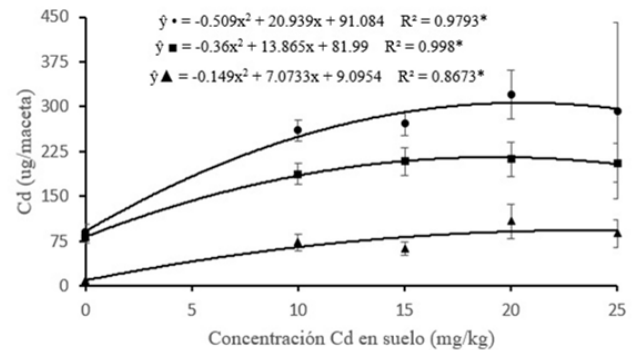


Figura 4. Análisis de regresión para la extracción total de cadmio en plantas de girasol por maceta (○), zona aérea (▲) y raíz (■) a diferentes concentraciones de Cd en suelo. Valores son promedio (n = 4); ± desviación estándar. *Existen diferencias significativas según la prueba de Tukey (P < 0.05).

Tabla 3. Índice de tolerancia de girasol bajo diferentes concentraciones de Cd (mg kg⁻¹ suelo).

Concentración Cd mg ^{kg} ⁻¹	Índice de Tolerancia (IT)				
	IT Raíz	IT Tallo	IT Hoja	IT Inflorescencia	IT Planta entera
10	0.89	1.14	1.06	1.07	1.06
15	0.74	1.29	1.09	0.89	1.00
20	0.99	0.89	1.10	0.93	0.96
25	0.78	1.15	1.19	0.85	0.97
sig	NS	NS	NS	NS	NS
CV (%)	18.5	18.9	13.9	12.5	8.1
Pr(>F)	0.16	0.11	0.67	0.11	0.35
F valor	2.09	2.48	0.54	2.51	1.19

Valores son promedio (n = 4); NS = no significativo según Tukey (P > 0.05); coeficiente de variabilidad (CV).

Tabla 4. Concentración de Cd en órganos individuales (raíz, hoja, tallo e inflorescencia) de *Helianthus annuus* en diferentes épocas de cosecha

Épocas de cosecha (dds)	Concentración Cd mg kg ⁻¹					CV (%)	Pr (>F)
	Raíz	Hoja	Tallo	Inflorescencia			
35	29.6a	2.6c	5.7b	SD	0.12	<2e ⁻¹⁶	
49	33.6a	2.0b	4.5b	SD	27.4	7.26e ⁻⁰⁵	
63	40.9a	3.6b	5.4b	2.2b	35.29	1.67e ⁻⁰⁵	
75	39.1a	3.4b	6.3b	2.3b	19.19	1.93e ⁻⁰⁷	
84	28.5a	4.0b	5.2b	4.5b	30.24	2.91e ⁻⁰⁵	

Valores son promedio (n = 3). Letras diferentes indican diferencias significativas (P < 0.05) bajo una misma época de cosecha. Coeficiente de variabilidad (CV), SD = sin datos.

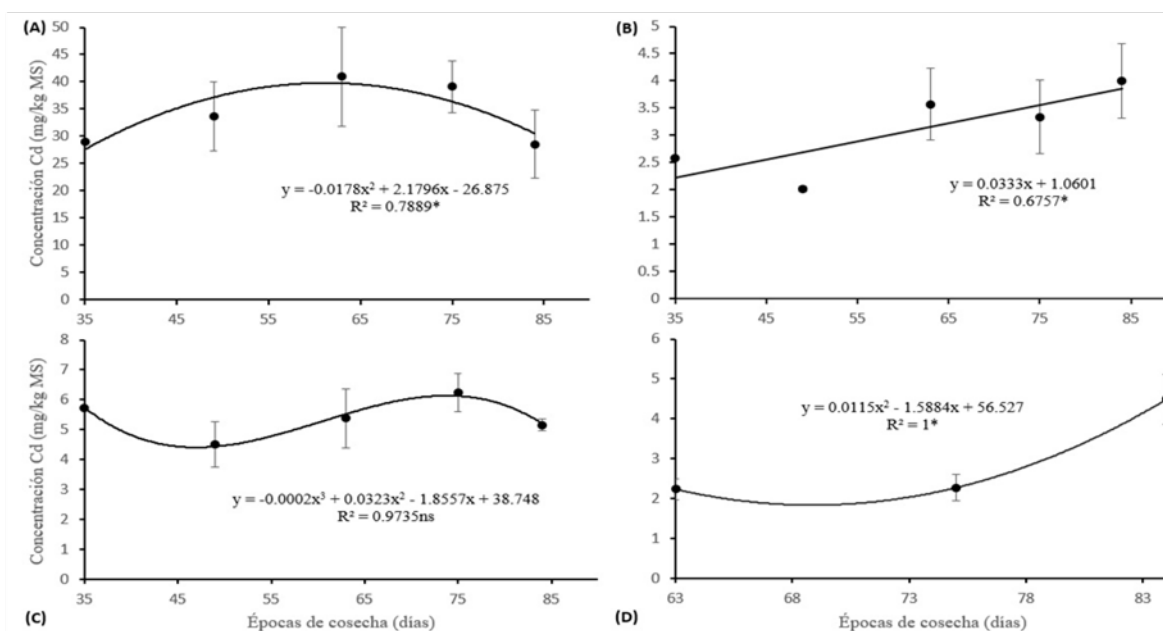


Figura 5. Análisis de regresión para la concentración de Cd en órganos de raíz (A); tallo (B), hoja (C) e inflorescencia (D) en girasol y las épocas de cosecha bajo una misma concentración de Cd (20 mg kg⁻¹).

(ns) no significativo.

*Existen diferencias significativas según la prueba de Tukey (P < 0.05). Materia seca (MS). Valores son promedio (n = 3) ± desviación estándar.

los análisis de regresión, estos dieron significativo (F < 0.05) y se ajustaron a una curva cuadrática, lineal y cúbica para los órganos de raíz e inflorescencia, tallo y hoja, consecutivamente, con coeficientes de determinación superiores a un $r^2 > 0.67$. Estos resultados difieren a lo encontrado por De Maria *et al.* (2013), pues en su estudio la concentración de Cd disminuyó en todos los órganos evaluados. El análisis de regresión para el FT bajo diferentes épocas de cosecha dio significativo (F < 0.05) (Figura 6) y se ajustó a una curva de regresión cuadrática ($R^2 = 0.91$). Como resultado de una alta concentración de Cd en las raíces el valor del FT fue menor a 1. El descenso del FT en el primer tramo de la curva (35-49 dds) se explicaría por la acumulación del Cd en la raíz. Así, el ascenso observado del siguiente tramo (49-84 dds) se explicaría por la translocación del Cd en la raíz hacia la zona aérea. De Maria *et al.* (2013) reportó que el FT se ajustó a una curva cuadrática ($R^2 = 0.91$) a concentraciones por debajo de 20 mg Cd kg⁻¹. En

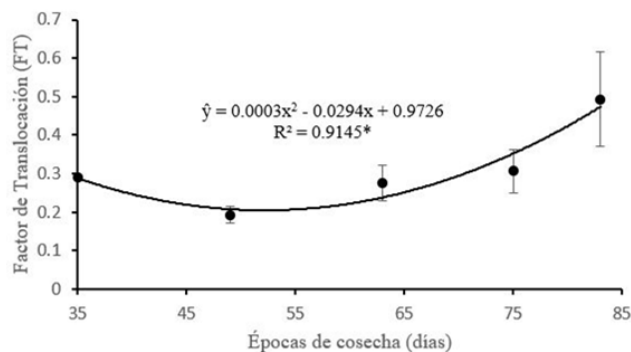


Figura 6. Análisis de regresión para el factor de translocación (FT) de girasol bajo diferentes épocas de cosecha bajo una misma concentración de Cd (20 mg kg⁻¹).

*Existen diferencias significativas según Tukey (P < 0.05). Valores son promedio (n = 3); ± desviación estándar.

su estudio, la curva del FT descendió hasta el día 49 y en adelante hubo una tendencia a incrementar, lo cual coincide con el comportamiento de nuestra curva. Posiblemente hasta el día 49 la planta acumula este metal en la raíz limitando su translocación a los brotes y en una etapa más avanzada de crecimiento se incrementa la migración de Cd.

Conclusión

Se concluye que el girasol acumula cantidades crecientes de Cd en los órganos al aumentar la contaminación de Cd en el suelo, sin mostrar efectos negativos en la producción de biomasa (IT = 1) y altura de planta, hasta niveles de 25 mg Cd kg⁻¹ suelo. La raíz concentró un 62.6 % del total de planta y de acuerdo con los índices FBC > 1 y FT < 1, *Helianthus annuus* se clasificaría como una especie fitoestabilizadora hasta concentraciones de 25 mg Cd kg⁻¹ suelo.

En todas las épocas de cosecha, la raíz del girasol superó en concentración a los demás órganos (FT < 1). Asimismo, el FT incrementó de forma continua hasta la última cosecha, lo cual sugiere que conforme pasa el tiempo, el Cd se moviliza hacia la zona aérea. Los resultados obtenidos son interesantes para considerar al girasol en programas de fitorremediación. Sin embargo, se deben realizar investigaciones en curvas de extracción de Cd en suelos contaminados *in situ* para determinar el momento óptimo de cosecha.

Agradecimientos

Al Ministerio de Educación por el financiamiento, al Laboratorio de Fertilidad de Suelos “Sven Villagarcía Hermosa” y al Círculo de Investigación en Suelos de la Universidad Nacional Agraria La Molina.

Referencias

- Al-Jobori, K.M. y Kadhim, A.K. (2019). Evaluation of sunflower (*Helianthus annuus* L.) for phytoremediation of lead contaminated soil. *Journal of Pharmaceutical Sciences and Research*, 11(3), 847-854.
- Alaboudi, K.A., Ahmed, B. y Brodie, G. (2018). Phytoremediation of Pb and Cd contaminated soils by using sunflower (*Helianthus annuus*) plant. *Annals of Agricultural Sciences*, 63(1), 123-127. <https://doi.org/10.1016/j.aosas.2018.05.007>
- Amin, H., Arain, B.A., Jahangir, T.M., Abbasi, M.S. y Amin, F. (2018). Accumulation and distribution of lead (Pb) in plant tissues of guar (*Cyamopsis tetragonoloba* L.) and sesame (*Sesamum indicum* L.): profitable phytoremediation with biofuel crops Hira. *Geology, Ecology and Landscapes*, 2(1), 51-60. <https://doi.org/10.1080/24749508.2018.1452464>
- Amna, Masood, S., Syed, J.H., Munis, M.F. y Chaudhary, H.J. (2015). Phyto-extraction of Nickel by *Linum usitatissimum* in Association with *Glomus intraradices*. *International Journal of Phytoremediation*, 17(10), 981-987. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.989311>
- Ashraf, M., Aziz, A., Kausar, R., Sahazad, S.M., Imtiaz, M., Asif, M., Abid, M. y Akhtar, N. (2019). Efficiency of Different Amendments for the Mitigation of Cadmium Toxicity in Sunflower (*Helianthus annuus* L.). *Journal of Soil and Plant Biology*, 2019(1), 73-86. <https://doi.org/10.33513/JSPB/1901-08>
- Audet, P. y Charest, C. (2007). Heavy metal phytoremediation from a meta-analytical perspective. *Environmental Pollution*, 147(1), 231-237. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.08.011>
- Barajas-Aceves, M., Camarillo-Ravelo, D. y Rodríguez-Vázquez, R. (2015). Mobility and Translocation of Heavy Metals from Mine Tailings in Three Plant Species after Amendment with Compost and Biosurfactant. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 24(3), 223-249. <https://doi.org/10.1080/15320383.2015.946593>
- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R.D. y Smith, J.A.C. (2000). Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. En N. Terry, J. Vangronsveld y G. Banuelos (Eds.), *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water* (pp. 85-107). Lewis Publishers.
- Chaves, L.H., Maria, M.A. y de Souza, R.S. (2011). Effect on plant growth and heavy metal accumulation by sunflower. *Journal of Phytology*, 3(12), 4-9. <https://updatepublishing.com/journal/index.php/jp/article/view/2736/2715>
- Cornu, J.Y., Bussièrre, S., Coriou, C., Robert, T., Maucourt, M., Deborde, C., Moing, A., y Nguyen, C. (2020). Changes in plant growth, Cd partitioning and xylem sap composition in two sunflower cultivars exposed to low Cd concentrations in hydroponics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 205. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111145>
- Daud, M.K., Sun, Y., Dawood, M., Hayat, Y., Variath, M.T., Wu, Y.X., Raziuddin, Mishkat, U., Salahuddin, Najeeb, U. y Zhu, S. (2009). Cadmium-induced functional and ultrastructural alterations in roots of two transgenic cotton cultivars. *Journal of Hazardous Materials*, 161(1), 463-473. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.03.128>
- De Maria, S., Puschenreiter, M. y Rivelli, A. (2013). Cadmium accumulation and physiological response of sunflower plants to Cd during the vegetative growing cycle. *Plant Soil and Environment*, 59(6), 254-261. <https://doi.org/10.17221/788/2012-PSE>
- Gurajala, H.K., Cao, X., Tang, L., Ramesh, T.M., Lu, M. y Yang, X. (2019). Comparative assessment of Indian mustard (*Brassica juncea* L.) genotypes for phytoremediation of Cd and Pb contaminated soils. *Environmental Pollution*, 254(Part B), 113085. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113085>
- He, J., Strezov, V., Kumar, R., Weldekidan, H., Jahan, S., Dastjerdi, B. H., Zhou, X. y Kan, T. (2019). Pyrolysis of heavy metal contaminated *Avicennia marina* biomass from phytoremediation: Characterisation of biomass and pyrolysis products. *Journal of Cleaner Production*, 234, 1235-1245. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.285>
- Jadia, C. y Fulekar, M. (2008). Phytoremediation: The application of vermicompost to remove zinc, cadmium, copper, nickel and lead by sunflower plant. *Environmental Engineering and Management Journal*, 7(5), 547-558. <https://doi.org/10.30638/eemj.2008.078>
- Ladislav, S., El-Mufleh, A., Gérente, C., Chazarenc, F., Andrès, Y. y Béchet, B. (2012). Potential of Aquatic Macrophytes as Bioindicators of Heavy Metal Pollution in Urban Stormwater Runoff. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223, 877-888. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0909-3>
- Lopes, C.A., Mazzafera, P. y Zezzi Arruda, M.A. (2014). A comparative ionic approach focusing on cadmium effects in sunflowers (*Helianthus annuus* L.). *Environmental and*

- Experimental Botany*, 107(1), 180-186. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.06.002>
- Malar, S., Shivendra, S., Favas, P.J. y Perumal, V. (2014). Lead heavy metal toxicity induced changes on growth and antioxidative enzymes level in water hyacinths [*Eichhornia crassipes* (Mart.)]. *Botanical Studies*, 55(1), 1-11. <https://doi.org/10.1186/s40529-014-0054-6>
- Mang, K.C. y Ntushelo, K. (2018). Phytoextraction and phytostabilisation approaches of heavy metal remediation in acid mine drainage with case studies: A review. *Applied Ecology and Environmental Research*, 17(3), 6129-6149. https://doi.org/10.15666/aeer/1703_61296149
- Montiel-Rozas, M.M., Madejón, E. y Madejón, P. (2015). Evaluation of phytostabilizer ability of three ruderal plants in mining soils restored by application of organic amendments. *Ecological Engineering*, 83, 431-436. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.096>
- Motesharezadeh, B., Navabzadeh, M. y Liyaghat, A.M. (2016). Modeling phytoremediation of cadmium contaminated soil with sunflower (*Helianthus annuus*) under salinity stress. *International Journal of Environmental Research*, 10(1), 109-118. <https://doi.org/10.22059/ijer.2016.56893>
- Nascimento, C.W.A.D., Biondi, C.M., Silva, F.B.V.D., y Lima, L.H.V. (2021). Using plants to remediate or manage metal-polluted soils: an overview on the current state of phytotechnologies. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 43.
- Nedjimi, B. (2021). Phytoremediation: a sustainable environmental technology for heavy metals decontamination. *SN Applied Sciences*, 3(3), 1-19. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04301-4>
- Piršelová, B., Kuna, R., Lukáč, P. y Havrlentová, M. (2016). Effect of Cadmium on Growth, Photosynthetic Pigments, Iron and Cadmium Accumulation of Faba Bean (*Vicia faba* cv. Aštar). *Agriculture (Poľnohospodárstvo)*, 62(2), 72-79. <https://doi.org/10.1515/agri-2016-0008>
- Ramírez, R., Giraldo, D. y Barrera, D. (2018). Fitoextracción de cadmio con hierba mora (*Solanum nigrum* L.) en suelos cultivados con cacao (*Theobroma cacao* L.). *Acta Agronómica*, 67(3), 420-424. <http://dx.doi.org/10.15446/acag.v67n3.68536>
- Raven, K.P. (2018). Efectos del cadmio sobre el crecimiento y la composición elemental de la alfalfa en cultivo de arena. *Anales Científicos*, 79(2), 406-414. <http://dx.doi.org/10.21704/ac.v79i2.912>
- Rehman, Z.U., Khan, S., Brusseau, M.L. y Shah, M.T. (2016). Lead and cadmium contamination and exposure risk assessment via consumption of vegetables grown in agricultural soils of five-selected regions of Pakistan. *Chemosphere*, 168, 1589-1596. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.152>
- Rivelli, A.R., Puschenreiter, M. y De Maria, S. (2014). Assessment of cadmium uptake and nutrient content in sunflower plants grown under Cd stress. *Plant, Soil and Environment*, 60(2), 80-86. <https://doi.org/10.17221/520/2013-pse>
- Sewalem, N., Elfeky, S. y El-Shintinawy, F. (2014). Phytoremediation of Lead and Cadmium Contaminated Soils using Sunflower Plant. *Journal of Stress Physiology & Biochemistry*, 10(1), 122-134.
- Shakoor, A., Abdullah, M., Sarfraz, R., Altaf, M. A. y Batool, S. (2017). A comprehensive review on phytoremediation of cadmium (Cd) by mustard (*Brassica juncea* L.) and sunflower (*Helianthus annuus* L.). *Journal of Biosersity and Environmental Sciences (JBES)*, 10(3), 88-98.
- Sidhu, G.P., Singh, H.P., Batish, D.R. y Kohli, R.K. (2017). Phytoremediation of lead by a wild, non-edible Pb accumulator *Coronopus didymus* (L.) Brassicaceae. *International Journal of Phytoremediation*, 20(5), 483-489. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1374331>
- Song, Y., Jin, L. y Wang, X. (2017). Cadmium absorption and transportation pathways in plants. *International Journal of Phytoremediation*, 19(2), 133-141. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1207598>
- Vinothkumar, V. y Senthilvalavan, P. (2018). Induced accumulation of lead and cadmium in sunflower (*Helianthus annuus*. L) under heavy metals contaminated coastal saline soil. *Annals of Plant and Soil Research*, 20, 27-34.
- Wei, S., Zhou, Q. y Koval, P.V. (2006). Flowering stage characteristics of cadmium hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and their significance to phytoremediation. *Science of the Total Environment*, 369(1-3), 441-446. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.06.014>
- Yadav, K., Gupta, N., Kumar, A., Reece, L.M., Singh, N., Rezaia, S. y Khan, S.A. (2018). Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects. *Ecological Engineering*, 120, 274-298. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.039>
- Yang, Y., Xiao, C., Wang, F., Peng, L., Zeng, Q. y Luo, S. (2021). Assessment of the potential for phytoremediation of cadmium polluted soils by various crop rotation patterns based on the annual input and output fluxes. *Journal of Hazardous Materials*, 423(Part B), 127183. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127183>
- Zou, J., Xu, P., Lu, X., Jiang, W. y Liu, D. (2008). Accumulation of Cadmium in three sunflower (*Helianthus annuus* L.) cultivars. *Pakistan Journal of Botany*, 40(2), 759-765.