

EFFECTO DE LA APLICACIÓN DE MATERIA ORGANICA SOBRE EL FACTOR DE TRANSLOCACIÓN DE MERCURIO EN SUELOS CULTIVADOS CON *Vigna unguiculata subsp. Sesquipedalis*, L

Carlos Alberto Solar Cardozo; Lizeth Muñoz Villarreal; Jesús Alberto Mendoza; Jesús Miguel Sierra; Heydy Rodríguez Castro; Valentina Orozco Peralta

Carlos Alberto Solar Cardozo; Complejo Tecnológico Agroindustrial Pecuario y Turístico – SENA. Apartadó – Antioquia. Sistema de Investigación, Desarrollo Tecnológico e Innovación– Sennova. Grupo de Investigación ABIBE. Laboratorio Agroambiental – Servicios Tecnológicos. E-mail: sasolar@sena.edu.co

Resumen

La contaminación por mercurio es una problemática ambiental que crece cada día de forma imparable y sin un ente controlador. Diferentes actividades antropogénicas, como la minería de oro han generado daños irreparables en los ecosistemas, produciendo así altos grados de contaminación hídrica, terrestre y aérea. En zonas contaminadas, como la región de la Mojana, se han encontrado concentraciones de mercurio en la matriz suelo, lo que causa preocupación debido a que es uno de los caminos para que el mercurio penetre en la cadena alimenticia, concentrándose de manera directa en los alimentos de consumo común por la población afectada. La presente investigación promueve la aplicación de enmiendas, como estrategia para la reducción de la traslocación de mercurio hacia las plantas y la restauración de suelos contaminados. La recolección de muestra de suelo fue en un sector de la región de la Mojana. El contenido de mercurio (Hg) en el suelo fue 1 µg/g. Las enmiendas utilizadas fueron Cal agrícola (Ca (OH)₂), hasta relación de pH 8 en el suelo y materia orgánica (estiércol de burro), en diferentes tratamientos (MO: Suelo; 2:3, 3:2, 1:4,1:9). El ensayo tuvo una duración de 120 días, en los cuales se monitorearon parámetros como porcentaje de humedad, temperatura, fotosíntesis y pH. Además de rasgos fitotóxicos y el factor de traslocación y bioconcentración de la especie. Los resultados obtenidos reflejan que la especie vegetal en estudio posee capacidad tolerante a las concentraciones de Hg. Se presentaron factores de traslocaciones bajos en el tratamiento encalado, debido a la alta capacidad que tuvo para fijar el metal en la raíz, y altos y medios en los tratamientos con materia orgánica.

Palabras claves: Mercurio; Enmienda; traslocación; bioconcentración; Fitotoxicidad

Abstract

Mercury contamination is an environmental problem that grows unstoppably every day and without a controlling entity. Different anthropogenic activities, such as gold mining, have caused irreparable damage to ecosystems, thus producing high levels of water, land and air contamination. In contaminated areas, such as the Mojana region, concentrations of mercury have been found in the soil matrix, which is a cause for concern because it is one of the ways for mercury to penetrate the food chain, directly concentrating in foods commonly consumed by the affected population. This research promotes the application of amendments as a strategy to reduce the translocation of mercury to plants and to restore contaminated soils. The soil sample was collected in a sector of the Mojana region. The mercury (Hg) content in the soil was 1 µg/g. The amendments used were agricultural lime (Ca (OH)₂), up to a pH ratio of 8 in the soil and organic matter (donkey manure), in different treatments



SENNOVA

Sistema de Investigación,
Desarrollo Tecnológico e Innovación

(OM: Soil; 2:3, 3:2, 1:4,1:9). The test lasted 120 days, during which parameters such as humidity percentage, temperature, photosynthesis and pH were monitored. In addition, phytotoxic traits and the translocation and bioconcentration factor of the species were monitored. The results obtained reflect that the plant species under study has the capacity to tolerate Hg concentrations. Low translocation factors were presented in the lime treatment, due to the high capacity it had to fix the metal in the root, and high and medium in the treatments with organic matter.

Keywords: Mercury; Amendment; translocation; bioconcentration; Phytotoxicity

Introducción

En el territorio colombiano la minería de oro es la principal fuente que contribuye a la contaminación de mercurio (Hg), y la región de la Mojana es uno de los escenarios más afectados (Marrugo et al., 2008). El impacto ambiental producto de la amplia variedad de fuentes (antropogénicas y naturales), toxicidad y movilidad de este metal, tienden a aumentar la biomagnificación en los ecosistemas acuáticos y terrestres (Horvat., 2002). Las fuentes hídricas que rodean esta zona reciben gran abastecimiento de contaminantes, principalmente mercurio, proveniente de las instalaciones mineras, causando de este modo la entrada de dicho metal a la cadena trófica. Las constantes inundaciones que se presentan alrededor de toda la región de la Mojana, conciben un contacto directo entre las grandes porciones de agua y el suelo, provocando así la dispersión de contaminantes al mismo. Este hecho es preocupante, debido a que gran parte de la comunidad tiene como principal actividad económica la agricultura, lo que conlleva a una posterior contaminación del producto alimenticio emanado, mediante la posible traslocación que puede tener el mercurio desde el suelo hacia la planta y el fruto.

La contaminación por metales pesados a la que está expuesta la población humana, puede generar diversos efectos tóxicos en su salud, debido a que muchos metales actúan de manera individual o en sinergia, y ocasionan efectos genotóxicos, carcinógenos, hematotóxicos y neurotóxicos, así como en el sistema endocrino, entre otros (Agency For Toxic Substances and Disease Registry., 2000). En este sentido, en virtud de los tratados de libre comercio que se adelantan en el marco de la búsqueda de nuevos mercados para la producción nacional, el país tiene un reto con la trazabilidad de metales tóxicos en productos alimenticios, además el gobierno ha establecido a la región de la Mojana como área estratégica para la producción de los alimentos para el mercado interno y externo, por lo que

establecer zonas seguras para las actividades agrícolas, además de proponer estrategias de remediación o retención para realizar cultivos.

La adición de enmiendas como por ejemplo heces fecales animales o sustancias químicas (Cal) a los suelos contaminados con metales pesados se ha empleado para ayudar a su revegetación y evitar la translocación de estos metales. Las enmiendas orgánicas como el compost maduro, que contienen una alta proporción de materia orgánica humidificada, pueden disminuir la biodisponibilidad de metales pesados en el suelo, lo que permite el restablecimiento de la vegetación en los sitios contaminados y la mejora de la fertilidad, estructura y características del suelo (Williamson y Johnson, 1981, Tordoff et al., 2000). De igual manera, varios componentes en la solución del suelo, tales como hidróxidos y coloides de arcilla, pueden formar complejos con iones metálicos para modificar su actividad, y por lo tanto reducir la carga total de metal en la biota (Sparks, 2003). En este sentido, el objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de dos tipos de enmiendas (estiércol de burro, Cal) sobre el factor de translocación de mercurio en suelos cultivados con *Vigna unguiculata* subsp. *Sesquipedalis*, L de la región de la Mojana.

Desarrollo

- Generalidades del mercurio

El mercurio es un elemento ampliamente utilizado en la minería para extraer oro de sedimentos y suelos, produciendo así uno de los principales problemas de contaminación por metales pesados. El mercurio se añade a los suelos que contienen partículas de Oro, formándose una amalgama, la cual es luego quemada, para separar el Oro y liberar los vapores de mercurio. En el proceso de amalgamamiento un exceso de Hg siempre es utilizado. El exceso del metal pesado se pierde como pequeñas gotas y pasa a contaminar los suelos y los ríos (Lacerda y Salomons ,1992). Es un contaminante global significativo debido

a sus propiedades biogeoquímicos y su toxicidad que pueden afectar la salud de las personas y los ecosistemas (US EPA, 1997). Las actividades antropogénicas relacionadas con la industrialización dispersar el mercurio, el mercurio principalmente inorgánico, que puede ser transformado por bacterias a metilmercurio y biomagnifica través de las redes alimentarias acuáticas y terrestres que resulta en problemas de salud humana a través de consumo de pescado y arroz (Clarkson, 1998 y Zhou et al., 2015)

Los efectos tóxicos de Hg son bien conocidos, que consiste principalmente de neurológica, inmune, hematológica y alteraciones renales (NTP, 1993 y de la NRC, 2000), y son dependientes de la dosis, la forma química y vía de exposición. La exposición continua a Hg se lleva a cabo principalmente como resultado de la exposición en el lugar de trabajo, sino que también se han identificado grupos de población expuestos a Hg a través de la dieta, tales como las poblaciones de pesca de subsistencia (Oliveira et al., 2010) y los consumidores frecuentes de determinados productos del mar (EFSA, 2012). De hecho, varias organizaciones han emitido recomendaciones para limitar el consumo de algunos productos del mar en las poblaciones susceptibles (mujeres embarazadas, mujeres lactantes y niños).

- Biotransformación del mercurio

El mercurio es biotransformado, especialmente en el agua de los ríos por microorganismos, e incorporado a las cadenas tróficas como metilmercurio. En la atmósfera, la especie predominante es la de Hg^{2+} , formada a partir de otras especies de mercurio, como el dimetilmercurio, el Hg^0 (el propio Hg metal), en diferentes procesos químicos; mientras que en el agua se biotransforma a metilmercurio. (Dorea, 2008).

Cuando el mercurio se metila pasa de forma inorgánica a orgánicas, como el metilmercurio (CH_3Hg^+) y el dimetilmercurio (CH_3HgCH_3), con características liposolubles y capacidad de acumularse en los organismos (Sauve et al., 2000; Shaban, et al., 2008). Por su sinergia con otras sustancias, es un elemento peligroso y perjudicial, aún en pequeñas cantidades (Chaney et al., 2000). Su toxicidad aumenta al ser ingerido en alimentos de origen animal como el pescado y los mariscos, dado que incrementa su concentración pues éste se biomagnifica en la cadena trófica (Dorea, 2008).

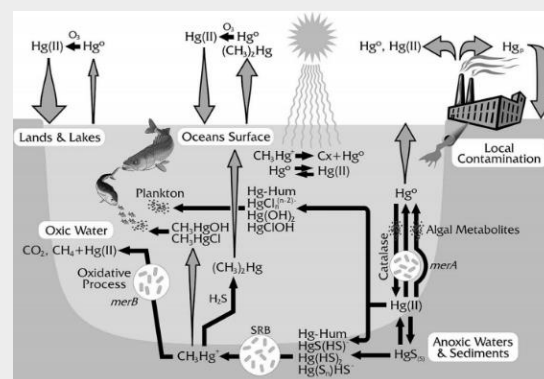


Figura 1. Biotransformación del Hg en el ambiente

- Tecnologías de remediación

El termino tecnología de remediación implica el uso de cualquier operación unitaria o conjunto de ellas, que altere la composición de un contaminante peligroso a través de acciones químicas, físicas o biológicas de manera que reduzcan su toxicidad, movilidad o volumen en la matriz o material contaminado. Las tecnologías de remediación representan una alternativa a la disposición en tierra de residuos peligrosos sin tratamiento y sus posibilidades de éxito, bajo las condiciones específicas de un sitio, pueden variar ampliamente (US EPA 2001).

Metodología

Para este estudio se recolectó una muestra de suelo del corregimiento el Torno Rojo en la región de la Mojana, Sucre. Se almacenó en bolsas plásticas para su preservación y transporte. Se sometió a secado y compactación para disminuir su humedad y su tamaño de grano. Previamente se realizó una caracterización fisicoquímica evaluando parámetros como Textura por el método de Bouyoucos (IGAC 60 Ed, 2006), consistencia por el método de attemberg (IGAC 60 Ed, 2006) y estabilidad estructural utilizando el método de Yoder (IGAC 60 Ed, 2006); de igual manera se realizó un análisis de parámetros fisicoquímicos como pH por el método potenciométrico (NTC 5264) , %H por el método gravimétrico (IGAC 60 Ed, 2006) , materia orgánica por el método de Walkley-Black(NTC 5403). La cuantificación de Hg se realizó aproximadamente 0,1 g de muestra sin ningún tratamiento previo usando un analizador de mercurio elemental (DMA-80, Milestone Instruments). (Anexo 1)

La concentración de Hg en la muestra de suelo fue inicialmente de (0.3 µg/g). Sin embargo, para simular escenarios a nivel de Colombia en donde la concentración de mercurio en diferentes tipos de suelo es superior a las concentraciones encontradas en la región de la Mojana, se llevó el suelo recolectado hasta una concentración de 1 µg/g de Hg utilizando un estándar de nitrato de mercurio HgNO₃.

- Preparación de la enmienda con estiércol de burro

La recolección del estiércol se realizó en una finca cercana del municipio de Cereté. Posterior a la recolección se realizó un lavado con agua potable, secado a temperatura ambiente y tamizado a un tamaño de poro de 2 mm.

Montaje e implementación

Se utilizaron unidades experimentales (Baldes plásticos) bajo tres (2) tratamientos (Suelo Testigo (T0), El tratamiento suelo – Cal (T1) se realizó a pH: 8 para todos los ensayos. Suelo – estiércol). El tratamiento suelo – estiércol se realizó bajo diferentes relaciones estiércol: suelo (3:2; 2:3; 1:4; 1:9, T2, T3, T4 y T5 respectivamente). Todos los ensayos se hicieron por triplicado (anexo 2). En cada tratamiento se llevó a cabo siembra de la especie *Vigna unguiculata* subsp. *Sesquipedalis*, L (Habichuela larga). Los rasgos fitotóxicos, la temperatura, la humedad, altura, concentración de Hg en tejidos y suelos para los diferentes tratamientos se determinaron a lo largo del ensayo en función del tiempo (120 días).

- Análisis estadístico

Los datos de concentración de Hg en las partes de la planta se presentan como la media más la desviación estándar de las determinaciones por triplicado. Se realizó ANOVA de una vía para comparar las medias de los diferentes tratamientos. Las comparaciones múltiples se realizaron mediante la prueba de Dunnett. Todos los análisis estadísticos se realizaron con una significancia en $p < 0.05$ utilizando el paquete estadístico StatSoft Statistica versión 10 para Windows.

- Índice de riesgo

El índice de riesgo (HRI) se refiere a la relación entre la ingesta diaria de metales (DIM) en los cultivos de alimentos respecto a la dosis oral de referencia (DR). Para estimar el riesgo para la salud crónica se hace uso de la siguiente ecuación: $HRI = DIM / DR$

Donde DIM es la ingesta diaria promedio de metales, la cual es la relación entre la concentración de metal en la planta por cultivo [Hg] (µg/g), el factor de conversión específico para alimentos $C = .085$, la ingesta diaria promedio de alimentos D, y el peso promedio corporal BW. Se expresa con la ecuación:

$$DIM = ([Hg] * C * D) / BW.$$

Resultados

- Caracterización fisicoquímica del suelo

La tabla 1 muestra el resultado del análisis fisicoquímico del suelo inicial. De acuerdo con la distribución del tamaño de las partículas del suelo usando el triángulo textural, la U.S.D.A (United States Department of Agriculture), se encontró que el suelo presenta una textura arcillo limoso.

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica del suelo

PARÁMETRO	SUELO	INTERPRETACIÓN
pH	6.28	ácido
Materia orgánica	1.65%	moderado
Conductividad eléctrica	0.87 μ S/cm	adecuado
S	28.9 mg/Kg	moderado
Mn	43.1 mg/Kg	abundante
Fe	70.7 mg/Kg	abundante
Zn	5.70 mg/Kg	abundante
P	11.1 mg/Kg	deficiente
S	28.9 mg/Kg	moderado
B	0.07 mg/Kg	deficiente

La determinación de pH se realizó en función del tiempo, para lo cual en los tratamientos con aplicación de materia orgánica se encontró una disminución progresiva a lo largo de todo el ensayo como se muestra en la tabla 2.

Tabla 2. Determinaciones de pH en el suelo en tres etapas del ensayo.

Tratamiento	pH		
	Inicial	medio	final
T1	8.04	7.50	7.38
T2	6.93	6.39	5.40
T3	6.95	5.76	5.62
T4	4.43	4.36	5.26
T5	5.01	5.21	5.48

Este descenso pudo ser posiblemente a la descomposición que sufre la materia orgánica, permitiendo la formación de ácidos fúlvicos y húmicos, aportando así acidez al suelo. La descomposición es un proceso en cascada en el

que la materia orgánica muerta experimenta una sucesión de transformaciones físicas y químicas en el suelo que conducen a la mineralización de una parte del recurso y al depósito de compuestos resistentes en forma de humus (Swift et al. 1979).

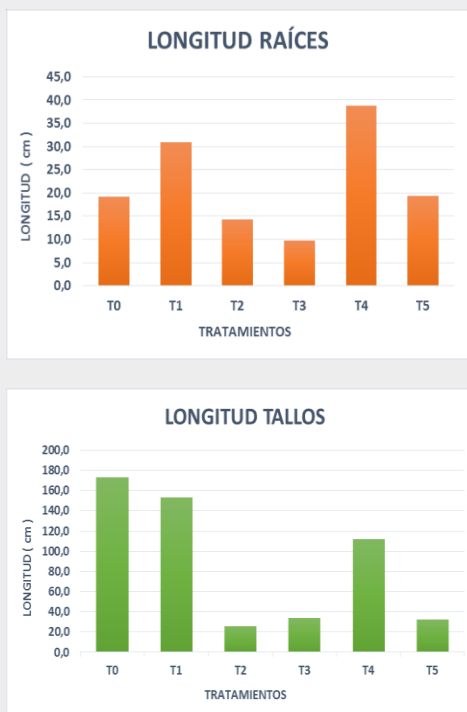
Una vez aplicadas las enmiendas, se puede notar el carácter ácido que poseen el 80% de los tratamientos enmendados, presentando valores de pH < 7 lo cual puede favorecer la biodisponibilidad de metales pesados en estos suelos (Kashem et al., 2006; Dragovic et al., 2008). Solo el tratamiento T1 tiene inicialmente pH>8.0, generando posiblemente adsorción de metales en estos suelos; ya que pueden sufrir remoción de la solución suelo, llegar a hacer adsorbidos por los coloides de este, disminuyendo su biodisponibilidad. El pH controla las reacciones de adsorción - desorción, precipitación - solubilización y puede ser considerado el factor más influyente, provocando un aumento de la solubilidad y por tanto biodisponibilidad de los elementos de forma inversamente proporcional al pH del suelo (Silveira et al., 2003; Basta 2004; Antoniadis et al., 2008), lo cual en zona de estudio puede ser un parámetro influyente al presentarse frecuentes procesos de inundación de los suelos durante la época de lluvia provocando cambios en la condiciones medioambientales. La capa superior del suelo presenta un moderado contenido de MO, con valor promedio de 1.65%, indicando que se puede presentar biodisponibilidad, al influir en la absorción, formación de complejos organometálicos y capacidad de intercambio catiónico de material orgánico (Silveira et al., 2003; Romic y Romic, 2003).

Rasgos de fitotoxicidad en las plantas

La especie vegetal estudiada presentó cambios en la morfología de sus hojas en los tratamientos T0, T1, T2 y T3, manifestando un cierre estomático (arruga) en los ápices de las

hojas más jóvenes (anexo 1). Varios experimentos han demostrado que metales pesados como Hg inhiben los canales de agua de las plantas a concentraciones submilimolares, y limitan el flujo de estos dentro de las células guardas (Singh y Sinha, 2004). Los canales de agua sensibles a Hg parecen estar involucrados en la disminución de la conductividad hidráulica desde la raíz hasta las hojas. Se ha demostrado que los iones de Hg inhiben rápidamente el transporte de agua a través de las raíces aisladas de plantas de cereales como maíz y trigo (Bramley et al., 2007). Los cambios promovidos por Hg son mayores en los ápices que en partes más viejas de las raíces, esto puede deberse a que el Hg es tomado en lugar de otros nutrientes (Patra et al., 2004).

Figura 2. Gráfica de las medias de las longitudes de raíces y tallos por tratamientos



Se puede observar que no existió diferencias significativas entre el tratamiento testigo y el

tratamiento encalado en raíces y tallos ($p < 0.05$); todas las plantas en estos dos tratamientos se desarrollaron en un periodo de tiempo más pronunciado respecto a las plantas en suelos con materia orgánica, pero alcanzando mayores longitudes. Los tratamientos T2 y T3 mostraron un comportamiento muy similar entre ellos. Ambos tratamientos con altos contenidos de materia orgánica no permitieron un desarrollo máximo de la planta (anexo 1). Tanaka et al. (1990) Demostró que las altas concentraciones de amonio y nitrato en el suelo inhiben el crecimiento de raíces, tallos y afectada la asimilación de la hoja, y por lo tanto su efecto sobre el crecimiento de la planta en general ya que son las principales formas de N absorbido por las plantas, y sus cantidades de absorción consisten en alrededor del 70% de los cationes y aniones totales (Caicedo, 2000).

Entre Los tratamientos T4 y T5 existe diferencia estadística. T4 desarrolló longitudes mayores, que siguen la tendencia de T0 mientras que las plantas en el tratamiento T5 fueron muy parecidas a las plantas desarrolladas en T2 y T3. Si observamos la figura 1, T4 tuvo un desarrollo significativo de la raíz frente a los demás tratamientos, permitiéndole a la planta tener una mayor absorción de agua y nutrientes, lo que se vio reflejado en un aumento de la biomasa aérea de la planta.

Por otra parte, T5 alcanzó longitudes de raíz en un 95% respecto a las longitudes de las raíces de las plantas testigos y longitudes en tallo hasta un 25% aproximadamente. Pudieron ser estas características fisiológicas producto de la interacción de la baja relación materia orgánica – suelo (1:9 respectivamente), o a las condiciones edafológicas que se presentaron en este tratamiento.

- Concentración de hg en las plantas

El orden de concentración de Hg en las partes de la planta fue raíz > hoja > tallo. En la figura 5 se muestran las medias más las desviaciones estándar de las concentraciones de los distintos tratamientos en la raíz. El 83% de los tratamientos fueron estadísticamente iguales ($p < 0.05$). Aquí el aumento del pH y el potencial redox pudieron ser los principales factores de la fijación del Hg en la raíz. Las complejas interacciones de óxidos, hidróxidos y demás compuestos que se forman por la adición de sales de calcio en el suelo, junto con la humedad del suelo, son los principales constituyentes que pueden exhibir una fuerte capacidad de amortiguación de pH en el suelo permitiendo así la baja movilidad para ciertos metales, como Hg, Pb, entre otros. (Thakur et al., 2006 y Wang et al, 2009).

(Oste et al., 2002 y Basta y McGowen, 2004) demuestran que la adición de una enmienda a un suelo para aumentar la proporción de la carga de metal total en el suelo, (estabilizar), ya sea por precipitación o aumento de la absorción de metal, disminuye en gran proporción la solubilidad del metal.

La materia orgánica por su parte ayudo a la fijación de metal en un porcentaje muy parecido de a lo fijado en el tratamiento testigo.

Oste et al., 2002 y Basta y McGowen, 2004) demuestran que la adición de una enmienda a un suelo para aumentar la proporción de la carga de metal total en el suelo, (estabilizar), ya sea por precipitación o aumento de la absorción de metal, disminuye en gran proporción la solubilidad del metal.

La materia orgánica por su parte ayudo a la fijación de metal en un porcentaje muy parecido de a lo fijado en el tratamiento testigo.

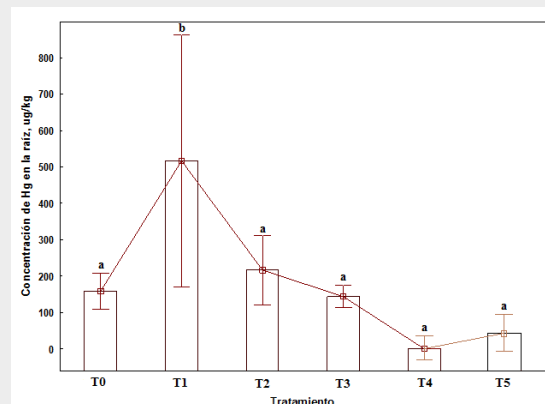


Figura 3. Grafica de la media $\pm$ desviación estándar de las concentraciones de Hg en las raíces de los distintos tratamientos

Las determinaciones de las concentraciones de Hg en los tallos tuvieron comportamientos similares, con una uniformidad muy notoria. Se observa en la figura 6 que los tratamientos T4 y T5 presentaron concentraciones muy por debajo respecto a los demás tratamientos. Estos resultados se pueden asociar al bajo desarrollo que tuvieron las plantas de estos tratamientos bajo las condiciones de trabajo, puesto que como se muestra en la gráfica 1, la longitud que alcanzaron las plantas fue inferiores respecto a las demás. Por otra parte, observamos valores muy cercanos entre las concentraciones de los tallos de T0, T1, T2 y T3 ($p < 0.05$).

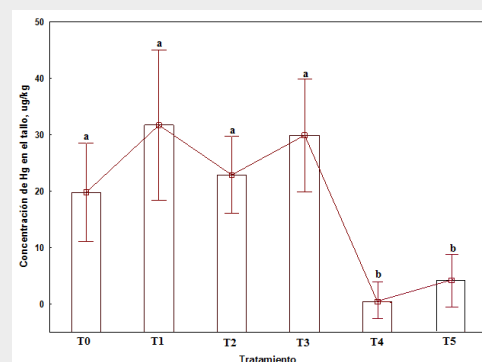


Figura 4. Grafica de la media $\pm$ desviación estándar de las concentraciones de Hg en los tallos de los distintos tratamientos.

Los tratamientos T2 y T3 reportaron elevadas concentraciones de Hg en los tallos. Como se muestra en la tabla 2, el pH en estos tratamientos tuvo descensos y es un factor primordial que permite dar explicación a este comportamiento. La descomposición que sufre la materia orgánica en este proceso vía la formación de ácidos fúlvicos y húmicos, los cuales, dependiendo a su tasa de descomposición, disminuyen proporcionalmente el pH en el suelo. En otras palabras, la condición ácida del suelo propició la traslocación de Hg desde la raíz al tallo debido a su amplia movilidad en la matriz.

De igual manera, observamos en la figura 4, que las hojas del tratamiento encalado acumularon un pequeño porcentaje más alto de Hg respecto a las hojas de los tratamientos testigos ($p < 0.05$), siendo esta acumulación la promotora de la deformación en los ápices de las hojas anteriormente mencionada. Los T2 y T3 mostraron concentraciones muy parecidas, por debajo del T0, indicando que se restringió en cierto grado el paso del contaminante del tallo a la hoja. Por otra parte, los tratamientos T4 y T5 resultaron ser estadísticamente iguales ($p < 0.05$), presentando T5 una mayor concentración de Hg en sus hojas. En este caso la materia orgánica no causó el efecto acidificante por descomposición de sus compuestos internos, atribuyéndose así la tasa de concentración de Hg a su bajo desarrollo fisiológico.

- Índice de riesgo

Se utilizó el factor de conversión (C) de 0,085 para la conversión de verduras frescas a pesos secos. La ingesta diaria promedio de los cultivos de alimentos se calculó en 0,527 kg persona⁻¹ d⁻¹, y el peso corporal promedio de la población adulta fue de 55,5 kg. La dosis de referencia (o la concentración de referencia) es una estimación de la exposición diaria de la población humana (incluidos los subgrupos

delicados) que no genera riesgo importante de efectos nocivos distintos de cáncer durante toda la vida.

El Organismo de los Estados Unidos para la Protección del Medio Ambiente (USEPA) ha desarrollado dosis de referencia para el cloruro mercúrico de 0,3 µg/kg de peso corporal por día y para el metilmercurio de 0,1 µg/kg de peso corporal por día y una concentración de referencia para el mercurio elemental de 0,3 µg/Kg.

Tabla 3. Índice de riesgo para el consumo humano de la especie vegetal

TRATAMIENTO	DIM	RF	HIM
T0	0,062	0.3	0,21
T1	0,081	0.3	0,27
T2	0,081	0.3	0,27
T3	0,055	0.3	0,18
T4	$1.3 \cdot 10^{-4}$	0.3	$4 \cdot 10^{-4}$
T5	$1.5 \cdot 10^{-4}$	0.3	$5 \cdot 10^{-4}$

Se muestra en la tabla 3 los distintos valores obtenidos que toma el índice de riesgo para la posible exposición de la especie vegetal bajo las condiciones de trabajo. Un HRI > 1 para Hg en los cultivos de la especie vegetal, indica que la población de consumidores se enfrenta a un riesgo para la salud. Un HRI < 1 indica que la población expuesta no se enfrenta a un riesgo potencial de salud. Como se puede observar en la tabla anterior, todos los valores de HRI fueron superiores a uno por lo tanto no hay una amenaza de afectación crónica por parte factor. Estos valores inferiores sustentan la poca capacidad acumuladora que tiene la especie. Sin embargo, los valores más altos de HRI se presentaron en los tratamientos T1 y T2 donde se notó anteriormente las más altas concentraciones en toda la planta. El cultivo alimentario producido en el presente estudio es consumido directamente por los habitantes

locales o se venden en el mercado para el consumo de la población dispersa.

Conclusiones

La especie vegetal toleró la concentración de Hg en su medio de crecimiento, presentando leves rasgos de fitotoxicidad, demostrando de esta manera que es una especie sensible a bajas concentraciones de metales pesados, específicamente mercurio, y que tiene mecanismos de desintoxicación a medida que concentra metales pesados en una de sus partes.

La enmienda con más viabilidad para la inmovilización de metales en el suelo es el Cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) debido a las características que aporta al suelo y a la sostenibilidad de los cambios en la fisiología de la planta. Por otra parte, la materia orgánica a altas relaciones (T2 y T3) no son factibles debido a los altos contenidos de nitrógeno que puede aportar a la solución del suelo provocando inhibición del crecimiento en las plantas. Tratamientos como T4 y T5 no permiten la traslocación masiva de mercurio hacia la planta, pero en este estudio, las condiciones mostraron un bajo índice de productividad.

Anexo 1. Cierre estomático de los ápices de las hojas



Bibliografía

Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Medical management guidelines for acute chemical exposure. Atlanta, GA: Department of Health and Human Services; 2000. p. 22

Aguilera, María; la Mojana: riqueza natural y potencial económico; economía regional; 48; pp 26-38; 2004.

Alloway, B.J. 1995b. Chapter 2: Soil process and the behavior of the heavy metals. In: Alloway, B.J. (ed.). Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional, London, 2nd edition. Pp.11-37.

Antoniadis, V., Robinson, J., Alloway, B. (2008) Effects of short-term pH fluctuations on cadmium, nickel, lead, and zinc availability to ryegrass in a sewage sludge-amended field. Chemosphere. pp. 759–764.

Baldock JA, JO Skjemstad; Papel de la matriz del suelo y Minerales En La Protección de Materiales Orgánicos Naturales Contra el ataque biológico; Org. Geochem., 31 (7-8) (2000), pp. 697-710

Babula P., V. Adam, R. Opatrilova, J. Zehnalek, L. Havel, R. Kizek; Poco frecuentes pesada metales, metaloides y su planta de toxicidad: una revisión; Reinar. Chem. Lett., 6 (2008), pp. 189-213

Baker AJM, RR Brooks; Terrestres Plantas Superiores Que hiperacumular metálicos Elementos-una Revisión de su Distribución, Ecología y fitoquímica; Biorecovery, 1 (1989), pp. 81-126

Basta NT, SL McGowen; La evaluation de los Tratamientos de Inmovilización química para Reducir el transporte de Metales Pesados En un suelo contaminado con Fundición; La

Contaminación del Medio Ambiente, 127 (2004), pp. 73-82

Barzegar AR, MA Asoodar, M. Ansari; Efectividad de la incorporación de residuos de caña de azúcar a diferentes contenidos de agua y las cargas de compactación Proctor en la reducción de la compatibilidad del suelo; La labranza del suelo Res., 57 (2000), pp. 167-172

Beare MH, SJ McNeill, D. Curtin, RL Parfitt, SA Jones, MB Dodd, J. de Afilado; La estimacion De La Capacidad de Estabilización de Carbono Orgánico Y por Déficit de saturación de los Suelos: UN Estudio de Caso Nueva Zelanda; Biogás biogeografía humana biografía, 120 (1-3) (2014), pp. 71-87

Beaudete, L.A., M.B. cassidy, L.England, J.L.Kirk, M. Habassh, H. Lee, J.T. Trevors. 2002. Biorremediación of soils. En: enciclopedia of enviromental Microbiology. John Wiley y Sons. Inc

Bolan NS, DC Adriano, PA Mani, A. Duraisamy; Inmovilización y fitodisponibilidad de cadmio en los Suelos de carga variable. II. Efecto de la Adición de cal; El suelo de la planta, 251 (2003), pp. 187-198

Bramley, H.; N.C. Turner; D.W. Turner y S.D. Tyerman. 2009. Roles of morphology, anatomy, and aquaporins in determining contrasting hydraulic behavior of roots. Plant Physiol. 150, 348-364.

Caicedo JR; Efecto de la Concentración Total de Nitrógeno de amoníaco y el pH Sobre la Tasa de Crecimiento de la lenteja de agua (Spirodela polyrrhiza); Water Res., 34 (15) (2000), pp. 3829-3835

Coquery, M. y P. Welbourn. 1995. The relationship between metal concentration and organic matter sediments and metal concentration in the aquatic macrophyte

Eriocaulon septangulare. Water Resources Res., 29: 2094-2102.

David J Walker ,Rafael Clemente ,Asunción Roig ,M.Pilar Berna; Los efectos de las enmiendas del suelo sobre la biodisponibilidad de metales pesados en dos suelos contaminados mediterráneos; Contaminación ambiental; El sevier; Volumen 122; 2, abril 2003, Pag 303–312

Díaz-Báez, M. C., Bustos, M. C. y Espinosa, A. J. (2005). Pruebas de toxicidad acuática: fundamentos y métodos. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. P118

Dragovic S, Mihailovic N, Gajic B. Heavy metals in soils: distribution, relationship with soil characteristics and radionuclides and multivariate assessment of contamination sources, Chemosphere 72 (2008) 491–549.

E. Lombi, FJ Zhao, GY Zhang, B. Sun, W. Fitz, H. Zhang, SP McGrath; La Fijación in situ de los metales en los Suelos utilizando residuos de bauxita; evaluación Química; La Contaminación del Medio Ambiente, 118 (2002), pp. 435-443

Elliot, H.A. and G.A. Shields. 1988. Comparative evaluation of residual and total metal analysis in pollute d soil. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 19:1907-1917.

Emst, W.H.O. 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. Applied Geochemistry, 11, 163–167.

Ehlert, C.; C. Maurel; F. Tardieu y T. Simonneau. 2009. Aquapori-mediated reduction in maize root hydraulic conductivity impacts cell turgor and leaf elongation even without changing transpiration. Plant Physiol. 150, 1093-1104.

Esteban, E., S.Vázquez and R. Carpena. 2003. White lupin response to arsenate. Meeting in Stockholm, Sweden: Workshop

“Phytoremediation of toxic metals” June, 12-15, 2003

Fein, J.B., C.J. Daughney, N. Yee, and T.A. Davis. 1997. A chemical equilibrium model for metal adsorption onto bacterial surfaces. Geochimica et Cosmochimica Acta, 61, 3319–3328.

Fitz WJ, WW Wenzel;Transformación de arsénico en El Sistema suelo-planta-rizosfera, fundamentos y application potencial de fitorremediación; J Biotechnol, 99 (2002), pp. 259-278

GM Tordoff, AJM Baker, AJ Willis ;Los enfoques actuales para la revegetación y recuperación de residuos mineros metalíferos; Chemosphere, 41 (2000), pp. 219-228

Gleyzes C., S. Tellier, M. Astruc;Los Estudios de fraccionamiento de Elementos Traza en Suelos y sedimentos Contaminados: Una Revisión de los Procedimientos de Extracción secuencial;Tendencias en Química Analítica, 21 (2002), pp. 451-467

González M., S. 1995. Chapter 17: Copper upper critical levels for plants on copper-polluted soils and the effect of organic additions. In: Adriano, D.C.; Z-E. Chen, S-S. Yang, (eds.) Biochemistry of trace elements. Science and Technology Letters, Northwood. pp. 195-203.

Gratao PL, MNV Prasad, PF Cardoso, PJ Lea, RA Azevedo;La fitorremediación: la tecnología verde para la limpieza de metales tóxicos en el medio ambiente; Braz. J. Plant Physiol., 17 (2005), pp. 53-64

H. Ma, Dakota del Sur Kim, DK Cha, HE Allen; Efecto de la cinética de la Formación de Complejos de Ácidos húmicos en la toxicity del Cobre párrafo Ceriodaphnia dubia ;Reinar. Toxicology. Chem., 18 (1999), pp. 828-837

Hernández, 2011. tesis licenciatura en ciencias ambientales; Determinación de metales pesados en suelos de natividad, Ixtlán de Juárez Oaxaca. Universidad de la sierra de Juárez

Huang, R.F.; M.J. Zhu; Y. Kang; J. Chen y X.C. Wang. 2002. Identification of plasma membrane aquaporin in guard cells of *Vicia faba* and its role in stomatal movement. *Acta Bot. Sinica*. 44, 42-48.

JAC Verkleij, H. Schat; Los Mecanismos de tolerancia a metales en Las Plantas. Tolerance una Metales Pesados en los Aspectos centrales de la Evolución de prensa, el CRC (1990), pp. 179-193

J. Marrugo, J. Olivero, E. Lans, L. Benítez; las concentraciones totales de mercurio y metilmercurio en los peses de la región de La Mojana de Colombia; *Reinar. Geochem. Salud*, 30 (2008), pp. 21-30

José Negrete Marrugo, José Hernández Durango, José Hernández Pinedo, Jesús Olivero Verbel, Sergi Díez c; La fitorremediación de suelos contaminados con mercurio por *Jatropha curcas*; *Chemosphere*; 127 ; pp 58-63 ; 2015

Jung MC, I. Thornton; Contaminación por Metales Pesados de los Suelos y Plantas en las cercanías De Una mina de plomo y zinc, Corea; *Appl Geochem*, 11 (1996), pp. 53-59

Kabata-Pendias, Alina. 2000. Trace elements in soils and plants. Third Edition. CRC Press, - Boca Raton, USA.

Kabata-Pendias; transferencia suelo-planta de oligoelementos - Un Problema ambiental; *Geoderma*, 122 (2004), pp. 143-149

Kashem, M.D.A., Singh, B.R., Kawai, S., 2006. Mobility and distribution of cadmium, nickel and zinc in contaminated soil profiles from

Bangladesh. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 77, 187-198.

Kim E, HK Kang, P. Johnson-verde, EJ Lee; La Investigación de la Acumulación de Metales Pesados en *Polygonum thunbergii* párrafo fitoextractor; *Environ Pollut*, 126 (2003), pp. 235-243

Krishnamurti, G.S.R., G. Cieslinski, P.M. Huang, and K.C.J. Van Rees. 1997. Kinetics of cadmium release from soils as influenced by organic acids: Implication in cadmium availability. *Journal of Environmental Quality*, 26 : 271-277.

Lacerda y Salomons ,1992. Mercurio en la Amazonía. *Serie Tecnología Ambiental*: 3; Río de Janeiro. 78pp.

Lasat M. 2001. The uses of plants for removal of toxic metal from contaminated soil. *US-EPA*

López-Berenguer, C.; M. Martínez-Ballesta; C. GarcíaViguera y M. Carvajal. 2007. Leaf water balance mediated by aquaporins under salt stress and associated glucosinolate synthesis in broccoli. *Plant Sci*. 174, 321-328

Lovley, D.R y J:D coates. 1997. Biorremediation of metal contamination. *Current opinion in biotechnology* 8: 285-289

Martinez, C.E. and M. McBride, 1998. Solubility of Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} and Zn^{2+} in aged coprecipitated with amorphous iron oxides. *Environmental Science and Technology*. 32 : 743-748.

McLaughlin MJ, DR Parker, JM Clarke; Metales y micronutrientes - cuestiones de seguridad alimentaria; *Cultivos de Campo Res.*, 60 (1999), pp. 143-163

McBride, M., S. Sauve, and W. Henderson. 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb

in contaminated soils. *European journal of soil science*. 48:337-346

M. Horvat; El Mercurio Como contaminante mundial; *Anal. Bioanal. Chem.*, 374 (2002), pp. 981-982

Miller, W.P., D.C. Martens, and L.W. Zelazny, 1987. Short-term transformations of copper in copper-amended soils. *Journal of Environmental Quality*. 16, 176-180.

Navarro, G. 2003. *Química Agrícola*. Segunda edición. Ediciones mundi-prensa. España.

Olivero J, Johnson B, Mendoza C, Paz R, Olivero R. Mercury in the aquatic environment of the village of Caimito at the Mojana Region, north of Colombia. *Water Air Soil Pollut*. 2004; 159:409-20.

Oste L., TM Lexmond, WH van Riemsdijk; Inmovilización del Metal en los Suelos utilizando Zeolitas Sintéticas; *Journal of Environmental Quality*, 31 (2002), pp. 813-821

Patrick, W.H., Jr. and A. Jugsujinda. 1992. Sequential reduction and oxidation of inorganic nitrogen, manganese, and iron in flooded soil. *Soil Science Society of America Journal*. 56 : 1071-1073.

Patra, M.; N. Bhowmik; B. Bandopadhyay y A. Sharma. 2004. Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plants systems and the development of genetic tolerance. *Environ. Exp. Bot*. 52, 199-223

Percival HJ, RL Parfitt, NA de de Scott; Factores Que controlan los Niveles de Carbono del suelo en pastizales Nueva Zelanda: ¿Es Importante el contenido de arcilla?; *Soil Sci. Soc. Am J.*, 64 (5) (2000), pp. 1623-1630

Pierangeli M.A.P; L.R.G. Guilherme; L.R.; Oliveira, A N.Curi; and N.L.N. Silva. 2001. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio

sobre a adsorção-dessorção de chumbo em Latossolos brasileiros. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.36, pp.1077-1084

Process of inorganic mercury and methylmercury in rice (*Oryza sativa* L.); *Environmental Science and Pollution Research*; springer; 2; 2015

Rajkumar M., MNV Prasad, H. Freitas, N. Ae; aplicaciones biotecnológicas de bacterias serpentina para la fitorremediación de metales pesados; *Crit. Rev. Biotech.*, 29 (2009), pp. 120-130

Riechaman M.S. 2002. The responses of plants to metals toxicity: A review focusing on copper, manganese and cinc. *Australian Minerals and Energy Environment Foundation* 54p.

Rieuwerts J.S., Thonton I., Farago M.E and Ashmore M.R. 1998. Factors influencing metals bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 10(2): 61-75.

Romic, M., Romic, D., 2003. Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environ. Geol*. 43, 795–805.

Rosselli W., C. Keller, K. Boschi; fitoextractor s capacidad de los Arboles Que Crecen en Suelos Contaminados con Metales; *El suelo de la planta*, 256 (2003), pp. 265-272

Sajwan, K.S. and W.L. Lindsay. 1986. Effects of redox on zinc deficiency in paddy rice. *Soil Science Society of America Journal*. 50: 1264-1269.

SEMARNAT 2005, Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales, Capítulo 3: Suelos, México.