



SENNOVA

Sistema de Investigación,
Desarrollo Tecnológico e Innovación

CAMBIOS SOBRE LA BIODISPONIBILIDAD DE CADMIO EN SUELOS SOMETIDOS A FITORREMEDIACIÓN CON LA ESPECIE VEGETAL *Paspalum fasciculatum*

Jesús Alberto Mendoza Almentero¹; Juan David Marmolejo; Jesús Miguel Sierra; Heydy Rodríguez Castro; Valentina Orozco Peralta

Jesús Alberto Mendoza Almentero; 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: jamendozaa@sena.edu.co

Resumen

El objetivo de este estudio fue evaluar la geoquímica de Cd durante procesos de fitorremediación como estrategia para la recuperación de los suelos contaminados por estos metales pesados. Para llevar a cabo este trabajo se contemplaron 4 niveles del metal, correspondientes a la concentración obtenida en el suelo control y los suelos mineros fortificados hasta obtener concentraciones de 15, 30 y 50 mg metal Kg⁻¹ suelo. A estos suelos se les determinaron los parámetros fisicoquímicos, las concentraciones de Cd, antes y después del tratamiento de fitorremediación con la especie vegetal *paspalum fasciculatum*, y se evaluó la biodisponibilidad de estos metales en el suelo. Los resultados indican que la concentración de cadmio total en los suelos analizados tiene un valor promedio de 1.02±0.10 mg. Cd Kg⁻¹.

Palabras claves: Cadmio, contaminación, metales pesados

Abstract

The objective of this study was to evaluate the geochemistry of Cd during phytoremediation processes as a strategy for the recovery of soils contaminated by these heavy metals. To carry out this work, 4 levels of the metal were considered, corresponding to the concentration obtained in the control soil and the fortified mining soils until obtaining concentrations of 15, 30 and 50 mg metal Kg⁻¹ soil. The physicochemical parameters of these soils, the concentrations of Cd, were determined before and after the phytoremediation treatment with the plant species *paspalum fasciculatum*, and the bioavailability of these metals in the soil was evaluated. The results indicate that the concentration of total cadmium in the analyzed soils has an average value of 1.02±0.10 mg. Cd Kg⁻¹.

Keywords: Cadmium, contamination, heavy metals

Introducción

En Colombia varios estudios han documentado zonas contaminadas con diferentes elementos químicos entre los que se encuentran los metales pesados como cadmio, plomo, cromo, mercurio, selenio, entre otros, los cuales al ser liberados en grandes cantidades al medio ambiente traen consigo consecuencias negativas sobre este (Katerin, Casallas, Alexandra, & Díaz, 2015). Una de estas zonas se encuentra en el municipio de Puerto Libertador-Córdoba, específicamente en la mina El Alacrán, en donde se han encontrado indicios de tener altas concentraciones de metales pesados tales como plomo y cadmio en el interior de sus suelos (Marrugo et al., 2014).

Los altos niveles de metales pesados presentes en suelos, resultan nocivos para el medio ambiente debido a su carácter no biodegradable, y tóxico. Cuando los contenidos de metales pesados en el suelo alcanzan niveles que rebasan los límites máximos permitidos causan efectos inmediatos como inhibición del crecimiento normal y el desarrollo de las plantas, y un disturbio funcional en otros componentes del ambiente, así como la disminución de las poblaciones microbianas del suelo (Méndez et al., 2009)

En la actualidad la fitorremediación de suelos contaminados es una técnica con grandes posibilidades. El uso de especies vegetales tolerantes a altos niveles de metales en suelos, permite actividades de restauración con menor impacto ambiental sobre los terrenos que otras técnicas tradicionales, más invasivas y con efectos secundarios adversos (Robinson, et al., 1997). Esta tecnología ha recibido cada vez más atención luego del descubrimiento de especies hiperacumuladoras con la capacidad de absorber, acumular, trasladar y concentrar gran cantidad de ciertos elementos tóxicos en sus estructuras, principalmente metales pesados y productos xenobióticos (Rahman y Hasegawa, 2011). Sin embargo, en la mayoría de los estudios se centran en determinar la cantidad total de metal extraídos por las

plantas del suelo, sin tener en cuenta los cambios en la geoquímica de los mismos (Sierra, 2006), ya que es conocido que la distribución geoquímica de metales pesados es un factor determinante en la toxicidad de estos contaminantes hacia los ecosistemas. Al determinar la geoquímica del suelo, podemos conocer las consecuencias, y efectos que producen los elementos químicos de origen antrópico, sobre el entorno, para así poder predecir su comportamiento y con esto, realizar el diseño de las medidas correctoras necesarias (Sol, Navarro, & Guerrero, 1996).

Los metales pesados son elementos tóxicos que pueden quedar retenidos en el suelo por procesos de adsorción, complejación y precipitación o movilizarse hacia los distintos compartimientos ambientales y causar impactos negativos en el medio ambiente, la salud humana y animal (Lora Silva & Bonilla Gutiérrez, 2010)

Es bien conocido que la peligrosidad de los elementos tóxicos en especial de metales pesados en los suelos está determinada más por la movilidad de estos que por la cantidad total presente en el suelo; ya que la fracción biodisponible determina la cantidad del tóxico asequible para plantas y otros organismos del medio (Abollino et al., 2002). Mediante el uso de tecnologías innovadoras como los procesos de fitorremediación se pueden prevenir o restaurar daños ocasionados por acciones antropogénicas que alteran la estabilidad de los metales pesados que se encuentran de forma natural en los ecosistemas. Este avance tecnológico es aplicado para restaurar ambientes que se encuentran contaminados por dichos tóxicos, utilizando plantas que almacenan y eliminan estas sustancias, mediante sus procesos metabólicos (Mallick, 2003; De Olivera, 2004; Audet y Charest, 2007).

Con este sistema se busca extraer en mayor grado aquella fracción disponible de metales como plomo y cadmio en suelos contaminados de la mina el Alacrán - Córdoba, buscando minimizar el impacto generado por estos, y por tanto el riesgo que generan. Se han realizados

estudios en esta zona, donde se evaluaron los efectos genotóxicos de metales pesados asociados a explotaciones mineras (Madrid et al., 2015).

Para lo anterior, se realizó la evaluación del cambio en la geoquímica del suelo, al ser tratado para la remoción de los metales mencionados anteriormente por medio de la especie vegetal *Paspalum fasciculatum*, aprovechando su capacidad de absorción y acumulación de metales pesados (Cd), con el fin de mitigar problemáticas posteriores generadas por la contaminación con estos elementos (Lora Silva & Bonilla Gutiérrez, 2010).

Desarrollo

El uso de plantas para la remediación de suelos contaminados con metales pesados ha tenido un avance considerable en los últimos años, esto ha sido de vital importancia en la búsqueda de posibles soluciones a la problemática de contaminación por metales pesados, varios de estos avances los podemos mencionar en cada uno de los siguientes estudios:

Fitoextracción de plomo y cadmio en suelos contaminados usando quelite (*Amaranthus hybridus* L.) y micorrizas. En este estudio se evaluó la capacidad extractora de plomo (Pb) y cadmio (Cd) del quelite (*Amaranthus hybridus* L.) al adicionar una mezcla de micorrizas arbusculares (*Entrophospora columbiana*, *Glomus intraradices*, *G. etunicatum*, *G. clarum*) al sustrato contaminado con Pb o Cd. Se encontró que la planta de *A. hybridus* L. tiene la capacidad de concentrar en sus tejidos plomo y cadmio al crecer en suelos contaminados conforme aumenta la edad de la planta independientemente de la agregación de micorrizas (*Entrophospora columbiana*, *Glomus intraradices*, *G. etunicatum*, *G. clarum*) (Ortiz et al., 2009).

Capacidad de seis especies vegetales para acumular plomo en suelos contaminados. En este estudio se evaluaron las especies: *Cenchrus ciliaris*, *Helianthus annuus*, *Ricinus*

communis, *Nicotiana tabacum*, *Sorghum sudanense* y *Brassica campestris*. Se encontró que ninguna de las seis especies se puede clasificar como “hiperacumuladora” de plomo (Rodríguez et al., 2006)

Capacidad fitorremediadora de cinco especies altoandinas de suelos contaminados con metales pesados. En este estudio se evaluó la capacidad fitoextractora de las especies *Solanum nitidum*, *Brassica rapa*, *Fuertesimalva echinata* y *Urtica urens* y *Lupinus ballianus*. Se encontró que la mayor eficiencia de acumulación de plomo y zinc fue obtenida en las raíces de *Fuertesimalva echinata* con el tratamiento de 100% de relave de mina. En las raíces de *L. ballianus* fue obtenida la más alta acumulación de cadmio, con el tratamiento de 100% de relave de mina. *Fuertesimalva echinata* presentó el mayor índice de tolerancia (IT) al tratamiento de 100% de relave de mina, pero, *S. nitidum* y *L. ballianus* presentaron el mayor IT al tratamiento de 60% de relave de mina (Jara et al., 2014).

Capacidad remediadora y bioacumuladora de los órganos de *Helianthus annuus* L. “girasol” cuando son sometidas a diferentes concentraciones de plomo. En este estudio se evaluó la capacidad remediadora y bioacumuladora de la especie *Helianthus annuus* L. utilizando tratamientos de 0, 500 y 1000 ppm de Pb. Se encontró que *H. annuus* L. es una planta remediadora y bioacumuladora, donde la raíz es el órgano con mayor capacidad de bioacumulación y, que el crecimiento se ve afectado a concentraciones mayores a 1000 ppm de Pb (García, 2009).

Fitorremediación de suelo contaminado por Pb y Zn mediante la especie vegetal *Nicotiana glauca* G. En este estudio se evaluó la capacidad de retención de Pb y Zn de la especie vegetal *Nicotiana glauca* G. en raíz, tallo y hoja. Se encontró que la planta absorbió Pb en cantidades considerables siendo 283.3 ppm entre raíz, tallo y hoja, mientras que de Zinc absorbió 605.1 ppm entre raíz, tallo y hoja al término del periodo de evaluación (Pérez, 2008).

Metodología

Las muestras de suelo fueron recolectadas desde la capa superior del suelo (0-30 cm) usando una pala de acero o barreno de acero inoxidable, de la cual se colectaron sólo la parte central de la muestra de suelo, para evitar una posible contaminación de la muestra con las paredes de la pala. Las muestras fueron almacenadas en bolsas de polietileno, rotuladas y transportadas al laboratorio, donde posteriormente fueron secadas a 35°C, mezcladas por molienda y homogenizadas hasta obtener una cantidad de aproximadamente 500kg (Marrugo et al., 2016).

Para llevar a cabo este trabajo se contemplaron 4 niveles del metal, correspondientes a la concentración obtenida en el suelo control y los suelos fortificados hasta obtener concentraciones de 15, 30 y 50 mg metal/Kg suelo. Para obtener estas concentraciones de Cd en las muestras de suelo, primero evaluamos los niveles de estos metales desde las muestras de suelo original (contaminadas y control) y posteriormente se ajustaron las concentraciones por adición de cantidades suficientes de sales metálicas, dejando en incubación a saturación de humedad durante un periodo de 15 días.

Se utilizó un diseño experimental factorial (4x3) para determinar el efecto de cada metal por separado y donde las concentraciones de los metales en suelos fueron las variables de respuesta. Los factores seleccionados fueron el nivel de contaminación del suelo con dichos metales (control (0), 15, 30 y 50 mg metal/Kg del suelo contaminado) y el tiempo de fitorremediación (0, 1 y 3 meses). Cada uno de los factores y sus niveles fueron evaluados de forma independiente por duplicado, lo que llevó a 24 unidades experimentales.

El material vegetal fue obtenido desde plantas de *P. fasciculatum* desde sitios con bajos niveles de contaminación de Cd, se transportaron al laboratorio, donde fueron lavadas con agua destilada, trasplantadas a recipientes plásticos que contenían 5 kg de

suelo con los tratamientos antes mencionados (control, 15, 30 y 50 mg metal/Kg suelo) y se dejaron crecer durante un periodo de 3 meses en un invernadero. Se mantuvieron las condiciones del invernadero para evitar gradientes de luz y temperatura. Todas las plantas fueron regadas con tres cuartos de su capacidad de campo para evitar la lixiviación. Se tomaron muestras de suelo al inicio del proceso y final del experimento.

Los resultados de las concentraciones de metales en los suelos fueron presentados como la media $\pm$ desviación estándar, en peso seco. Los datos fueron evaluados con el test de normalidad y homocedasticidad de Shapiro-Wilk y Bartlett respectivamente. Una vez cumplidos los supuestos de distribución normal e igualdad de varianzas, se utilizará un ANOVA para evaluar diferencias significativas entre las concentraciones totales de metales pesados y fases geoquímicas en los suelos, discriminando dichas diferencias, si existen, a través de la prueba de rango múltiple de Tukey-HSD. Con el fin de determinar correlaciones entre las variables y parámetros fisicoquímicos de suelos se realizará un análisis de correlación de Pearson. El tratamiento de los resultados será realizado por medio del programa estadístico IBM SPSS Statistics Version 23.0.0.0, a un nivel de significancia de $p \leq 0.05$.

Resultados y Discusión

En la Tabla 1. se resumen los resultados de las muestras obtenidos para pH, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico (CIC), potencial redox, azufre, magnesio, potasio, sodio, fosforo, de elementos menores (cobre, hierro, zinc, manganeso y boro) y textura (% de arcilla, arena y limo).

Tabla 1. Características Fisicoquímicas del suelo evaluado

Parámetro	Unidades	Valor
pH		5.4
%MO	%	1.27
CIC	cmol ⁺ Kg ⁻¹	8.4

P. Redox	Mv	194.37
Azufre	mg S kg ⁻¹	34.2
Magnesio	cmol ⁺ Kg ⁻¹	4.2
Potasio	cmol ⁺ Kg ⁻¹	1.09
Sodio Al+H	cmol ⁺ Kg ⁻¹ cmol ⁺ Kg ⁻¹	0.07 0.30
Fosforo	mg P kg ⁻¹	3.4
Calcio	cmol ⁺ Kg ⁻¹	2.7
Cobre	mg Cu kg ⁻¹	0.6
Hierro	mg Fe kg ⁻¹	13.1
Zinc	mg Zn kg ⁻¹	0.2
Manganeso	mg Mn kg ⁻¹	19.7
Boro	mg B kg ⁻¹	0.10
Arcilla	%	43.3
Arena	%	30
Limo	%	28.7

El análisis de las propiedades químicas del suelo original mostró un valor ácido de pH (5.4), lo cual indica una mayor movilidad de los metales pesados (Cd) en la solución del suelo, debido a que se produce una desorción de estos, incrementando su concentración (Basta, 2005)

Adicionalmente el contenido de materia orgánica fue de (1.27%), valor que puede ser considerado como bajo y explicado por la alta mineralización y el escaso aporte de residuos de materia orgánica presente en estos suelos, lo cual podría evitar la formación de complejos organometálicos, contribuyendo a una mayor disponibilidad de los metales pesados (Cd), al presentar baja formación de estos complejos en función del contenido de materia orgánica (Basta, 2004).

Por otro lado el análisis textural clasificó a esta muestra de suelo como franco arcillosa, esto puede tener un gran impacto en la movilidad de los metales pesados, ya que la mayor parte de las arcillas se caracterizan por tener cargas

eléctricas principalmente negativas en su superficie, que constituyen un freno al movimiento de estos cationes metálicos en la solución del suelo afectando directamente su solubilidad y disponibilidad (Kabata-Pendias, 2000). Debido a esto las cargas eléctricas de las arcillas son un factor importante en la capacidad de intercambio catiónico del suelo, la cual fue baja (8.4 cmol⁺ Kg⁻¹) para los suelos analizados en este estudio, esto puede favorecer la disponibilidad de los metales pesados al poseer pocos sitios de intercambio en la fracción coloidal del suelo. Cabe resaltar que la CIC no solo depende de la cantidad de arcilla sino también del tipo de arcilla; El cual tiene que ver con su estructura y si tienen arcillas con carga permanente, es decir, carga generada por sustitución isomórfica, y arcillas con carga variable o dependiente del pH, la cual es generada por la adsorción o remoción de iones hidrógeno en la superficie de los coloides (Rieuwerts, et al., 1998). Por ello se puede explicar la poca relación que existe entre el contenido de arcilla (moderadamente alto) y la baja capacidad de intercambio catiónico.

- Parámetros fisicoquímicos de suelos dopados

En la Tabla 2. se resumen los resultados de las muestras obtenidos para pH, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico (CIC), potencial redox, azufre, magnesio, potasio, sodio, fosforo, de elementos menores (cobre, hierro, zinc, manganeso y boro).

Tabla 2. Características Fisicoquímicas de suelos dopados con Cd.

parámetro	Unidad es	V.Máximo	V.Mínimo
pH		6.08	5.78
%MO	%	1.02	0.84
CIC	cmol ⁺ Kg ⁻¹	9.9	9.5
P. Redox	mV	222	190
Azufre	mg S kg ⁻¹	51.4	12
Magnesio	cmol ⁺ Kg ⁻¹	3.9	3.5

Potasio	cmol ⁺ Kg ⁻¹	1.03	0.75
Sodio	cmol ⁺ Kg ⁻¹	0.29	0.21
Fosforo	mg P kg ⁻¹	5	0.4
Calcio Al+H	cmol ⁺ Kg ⁻¹ cmol ⁺ Kg ⁻¹	5.2 -----	4.4 -----
Cobre	mg Cu kg ⁻¹	1.7	0.8
Hierro	mg Fe kg ⁻¹	81.2	23.3
Zinc	mg Zn kg ⁻¹	3.6	2.8
Manganeso	mg Mn kg ⁻¹	29	18.5
Boro	mg B kg ⁻¹	0.26	0.24

Tabla 3. Características Fisicoquímicas de suelo control después del tratamiento de fitorremediación

Parámetro	Unidades	Valor
pH		5.91
%MO	%	1.02
CIC	cmol ⁺ Kg ⁻¹	9.7
P. Redox	Mv	199.58
Azufre	mg S kg ⁻¹	41.5
Magnesio	cmol ⁺ Kg ⁻¹	3.5
Potasio	cmol ⁺ Kg ⁻¹	0.75
Sodio	cmol ⁺ Kg ⁻¹	0.21
Al+H	cmol ⁺ Kg ⁻¹	-----
Fosforo	mg P kg ⁻¹	5.0
Calcio	cmol ⁺ Kg ⁻¹	5.2
Cobre	mg Cu kg ⁻¹	1.7
Hierro	mg Fe kg ⁻¹	81.2
Zinc	mg Zn kg ⁻¹	2.8
Manganeso	mg Mn kg ⁻¹	28.1
Boro	mg B kg ⁻¹	0.24

Después del tratamiento de fitorremediación se pudo apreciar un cambio en la mayoría de los parámetros fisicoquímicas del suelo que pudieron ser influenciados por el efecto de la especie vegetal *paspalum fasciculatum*. Estas variaciones se presentaron en: El pH que aumento de 5.40 a 5.91; este hecho se puede atribuir a la disminución que hubo en la acidez intercambiable debido a la neutralización del aluminio por precipitación (Combatt et al., 2007). El aumento del pH también pudo afectar la capacidad de intercambio catiónico, debido a que los componentes del suelo que contribuyen a la CIC tienen grupos de OH en

su superficie. El grupo OH puede liberar o absorber protones, al aumentar el pH, se liberan de este grupo, la carga del grupo funcional se hace negativa y como resultado aumenta la CIC del suelo (Chávez, 2015), lo cual se vio reflejado al pasar de 8.4 a 9.7 cmol⁺ Kg⁻¹. También se pudo apreciar un aumento considerable en la concentración de hierro que paso de 13.1 mg Fe Kg⁻¹ a 81.3 mg Fe Kg⁻¹, lo cual se puede explicar debido a la adsorción de este metal por parte de los óxidos hidratados, que luego son movilizados y concentrados alrededor de la rizosfera. Por la misma razón el manganeso pudo aumentar su concentración al pasar de 19.7 mg Kg⁻¹ a 28.1 mg Kg⁻¹ (Doménech, 1995).

La concentración de cadmio total en los suelos analizados arrojó un valor promedio de 1.02±0.10 mg. Cd Kg⁻¹. Este valor se encuentra entre el intervalo de 0.3 mg Cd Kg⁻¹ y 2 mg. Cd Kg⁻¹, para valores mínimos y máximos permisibles respectivamente, según el compendio realizado por Dé Vries & Bakker (1998) de los límites establecidos por diversos países para los niveles de cadmio en suelo, también se encuentra muy cercano al límite máximo permisible según la ley federal alemana (European commission, 2001) (1.5 mg. Cd Kg⁻¹) y por encima de los encontrados por Marrugo et al (2017) para suelos colombianos no contaminados (0.008 mg Cd Kg⁻¹). Lo cual nos indica que la concentración de Cd es ligeramente alta, Estas concentraciones pueden ser atribuidas en gran medida a la actividad minera que se presenta en esta zona.

Las concentraciones de los suelos analizados después del dopaje con sales metálicas se muestran en la tabla 4.

Tabla 4. Concentraciones de plomo y cadmio de los suelos dopados.

NIVEL DE DOPAJE	mg. Cd Kg ⁻¹
Nivel Bajo	21.34±0.89
Nivel Medio	38.62±1.06
Nivel Alto	68.76±1.75

Como se puede observar estas concentraciones corresponden a suelos con alto niveles de concentración de estos metales superando en la mayoría de los casos los valores límites establecidos por instituciones internacionales como la EPA y la comisión europea, especialmente para el cadmio.

- Biodisponibilidad de cadmio en suelos naturales y dopados

Las fases geoquímicas obtenidas para el plomo y cadmio desde la metodología de extracción de Tessier en los suelos de la mina del Alacrán y aquellos dopados son mostradas en la figura 1. Como podemos observar en la figura 1, las cantidades de cadmio en los suelos naturales obtenidos se distribuyen en las fases 3, 4 y 5. Lo anterior denota que este metal no se encuentra en sus formas biodisponibles en estos suelos. Varios estudios realizados en suelos de vocación minera han encontrado que el mayor porcentaje de los metales se encuentran unidos a la fase residual (60-90%), atribuyendo este hecho a la asociación de los metales a la fracción mineralógica del suelo (Kidd y Monterroso, 2003; Smith et al, 2012;). Para el caso del cadmio un porcentaje de aproximadamente el 15% corresponde a la fase 3 metal unido a materia orgánica, resulta interesante ya que este metal tiene menor tendencia a esta fase que el plomo (Texeira et al, 2004). Por otro lado los altos porcentajes de metales unidos a la fase 4 (34 y 45% para Cd) muestran una fuerte tendencia a la unión a los oxihidroxidos de Fe y Mn. Los óxidos hidratados de Fe y Mn influyen la solubilidad de Pb, Zn, Cd, y Cu; los óxidos de Mn en particular presentan una fuerte afinidad por la adsorción de Pb y probablemente en menor grado por la adsorción de Cd (Rieuwerts et al., 1998). También cabe resaltar que estos valores de concentración son bajos y la distribución de las fases podría estar determinada por los contenidos de materia orgánica, CIC, pH y contenido de oxi-hidroxi de hierro y manganeso, como se describió en el apartado de variables fisicoquímicas del suelo en estudio.

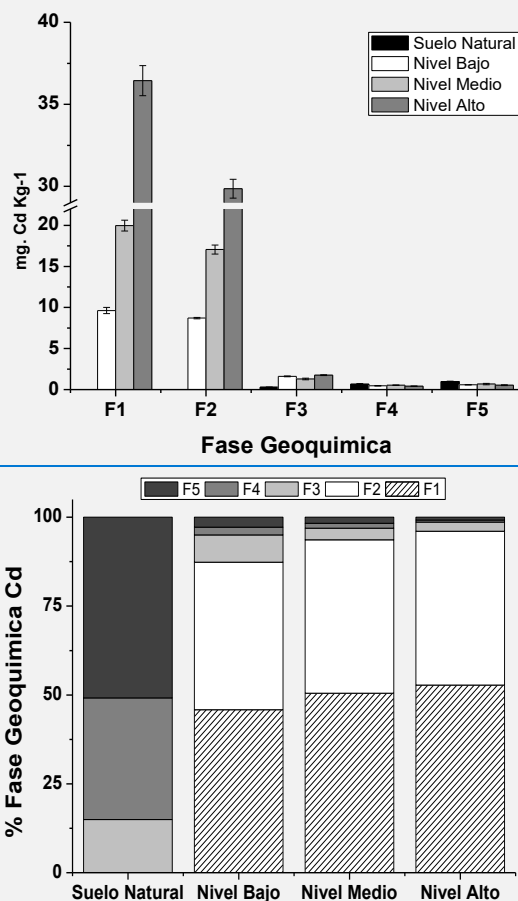


Figura 1. Concentraciones (arriba) y porcentajes (abajo) de las fases geoquímicas para Cd en los suelos naturales y los suelos dopados.

Para el caso de los suelos dopados observamos en la figura anterior un incremento sustancial en los porcentajes de cadmio asociado a la fase 1 y 2 (aproximadamente 85%, respectivamente), las cuales corresponden a las fases realmente biodisponibles del suelo. Lo anterior puede ser explicado a la poca interacción entre el suelo y las sales metálicas dado el carácter ácido del suelo, su bajo contenido de materia orgánica y CIC. La solubilidad de estos metales es altamente dependiente del pH. En suelos ácidos, se produce una competencia de los iones de H⁺ con los cationes metálicos por los sitios de intercambio. A pH bajo se produce desorción de los metales pesados, aumentando su concentración en la solución suelo y su biodisponibilidad (Alloway, 1995b; Lassat, 2001). Cuando se presenta un pH ácido en el

suelo, el Cd se encuentran móvil, por lo que pueden ser fácilmente absorbidos por las plantas.

- Cambios en la concentración total de cadmio después del tratamiento de fitorremediación

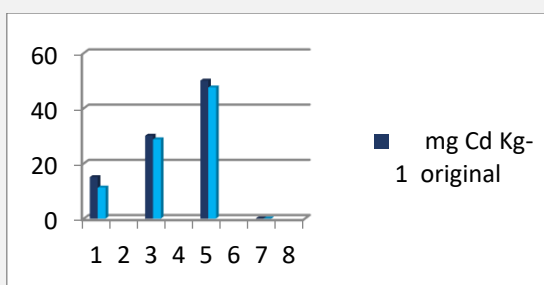


Figura 2. Cambios en la concentración total de Cd (mes 1 respecto a las concentraciones de suelo original).

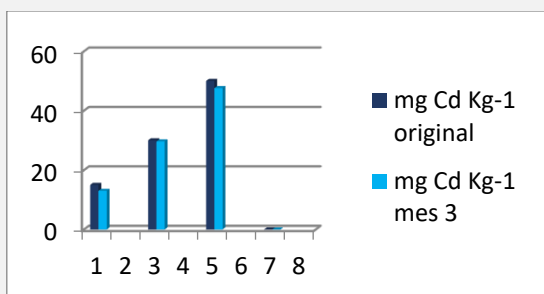


Figura 3. Cambios en la concentración total de Cd (mes 3 respecto a las concentraciones de suelo original)

En las figuras 2 y 3. Se observan los cambios en las concentraciones totales de cadmio para los tres niveles ensayados (15, 30, 50 y 0 (control) mg Cd Kg⁻¹ respectivamente) que se dieron entre los tiempos del tratamiento de fitorremediación (primer y tercer mes) con respecto a las concentraciones de suelo original.

Es apreciable una reducción en la concentración para los tres niveles de metal ensayados en los dos distintitos meses de muestreo, presentándose mayor remoción en el suelo tratado con 15 mg Cd Kg⁻¹ en el mes 1, donde hubo una reducción en la concentración de 3.79 mg Cd Kg⁻¹ equivalente al 25.27 % de la concentración

total del suelo original. Es normal que la reducción en las concentraciones totales de los metales pesados no sea tan considerable, debido a que no todo el metal se encuentra disponible para ser absorbido por la planta, por ello, la concentración total de los metales en el suelo no refleja necesariamente los niveles de metales biodisponibles.

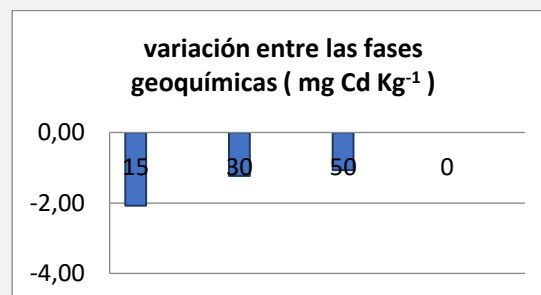


Figura 4. Variación de las fases geoquímicas en suelos dopados con Cd en el mes 1 en relación con el suelo original.

En la figura 4. Se observan las variaciones encontradas entre las fases geoquímicas luego de transcurrido 1 mes del tratamiento de fitorremediación en suelos dopados con 0 (control), 15, 30 y 50 mg Cd Kg⁻¹ respectivamente, en relación con las condiciones de suelo original.

Es apreciable la considerable disminución en la concentración de las fases geoquímicas del metal cadmio de manera inversa a las concentraciones de metal ensayadas (0 (control), 15, 30 y 50 mg. Cd Kg⁻¹ respectivamente). Este hecho se puede explicar debido a que la biodisponibilidad de los metales pesados depende su solubilidad y movilidad en la solución suelo. (Elliot y Shields, 1988; Sims y Kline, 1991; Ma y Rao, 1997; Rieuwerts et al., 1998; Lassat, 2001; Silveira et al., 2003) así, al estar el cadmio en menor concentración (15 mg. Cd Kg⁻¹) puede presentar mayor biodisponibilidad debido a que se encuentra con mayor libertad de movimiento y el cambio en las fases geoquímicas sería más significativo. Esta disminución en la concentración de las fases geoquímicas de los metales se puede atribuir a la absorción por la especie vegetal *paspalum fasciculatum*.

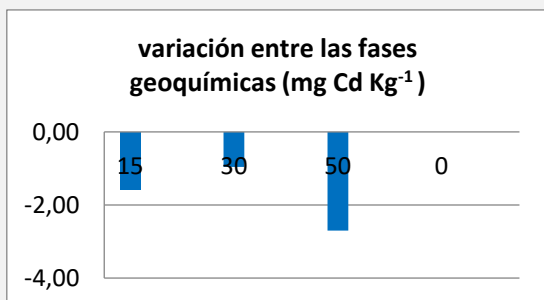


Figura 5. Variación de las fases geoquímicas en suelos dopados con Cd en el mes 3 en relación con el suelo original.

En la figura 5. Se observan las variaciones encontradas entre las fases geoquímicas del metal cadmio luego de transcurrido el tercer mes del tratamiento de fitorremediación, en suelos dopados con 0 (control), 15, 30 y 50 mg. Cd Kg⁻¹ respectivamente, en relación a las condiciones de suelo original.

Luego del tercer mes de tratamiento, es notoria la remoción en la concentración de las fases geoquímicas del metal cadmio, presentando mayor grado de remoción en el suelo tratado con 50 mg. Cd Kg⁻¹, seguido por el de 15 mg. Cd Kg⁻¹ y por último el de 30 mg Cd. Kg⁻¹.

Conclusiones

Con esta investigación se pudo observar una considerable disminución en la concentración de las fases geoquímicas del metal cadmio de manera inversa a las concentraciones de metal ensayadas (0 (control), 15, 30 y 50 mg. Cd Kg⁻¹ respectivamente). Este hecho se puede explicar debido a que la biodisponibilidad de los metales pesados depende su solubilidad y movilidad en la solución suelo. así, al estar el cadmio en menor concentración (15 mg. Cd Kg⁻¹) puede presentar mayor biodisponibilidad debido a que se encuentra con mayor libertad de movimiento y el cambio en las fases geoquímicas sería más significativo. Esta disminución en la concentración de las fases geoquímicas de los metales se puede atribuir a la absorción por la especie vegetal *paspalum fasciculatum*.

Bibliografía

Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Mentaste, E., Sarzanini, C. and Barberis, R. 2002. Distribution and Mobility of Metals in Contaminated Sites. Chemometric Investigation of Pollutant Profiles. Environmental Pollution, 119: 177.

Adriano, D.C. (1986). Trace Elements in the Terrestrial Environment. Ed. Springer-Verlag, New York:533pp.

Albert L., (1988). Curso básico de toxicología ambiental. Centro Panamericano de ecología humana y salud OPS/OMS.

Alcaldía del municipio de Puerto Libertador. Plan de Desarrollo municipal. 2012-2015. <http://www.puertolibertador-cordoba.gov.co/apc-aa-files/>. [13 junio 2016]

Alkorta, I., Hernández-Allica, J., Becerril, J.M., Amezcua, I., Albizu, I. y Garbisu, C. (2004). Recent Findings on the Phytoremediation of Soils Contaminated with Environmentally Toxic Heavy Metals and Metalloids Such as Zinc, Cadmium, Lead, and Arsenic. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, 3 (1) 71-90.

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.

Alloway, B.J. (1995). Soil Processes and Behavior of Metals. Heavy Metals in Soils. 22nd Ed. London: Blackie Academic & Professional.

Antonovics, J., Bradshaw, A.D., y Turner, R.G. (1971). Heavy metals tolerance in plants. Advances in Ecological Research, 7:1-85.

ATSDR (2004). Agencias para sustancias tóxicas y el registro de enfermedades Reseña toxicológica del Cobre (en inglés).Atlanta, GA: Departamento de salud y servicios

humanos de EE.UU., servicio de salud pública.

Audet P., Charest C. (2007) Heavy metal phytoremediation from a metal-analytical perspective. Environ. Pollut., 147: 231-237.

Baker, A.J.M. (1981). Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. Journal of Plant Nutrition 3: 643–654.

Barceló, J. Y Poschenrieder, CH. (2003). Phytoremediation: Principles and perspectivas. Contributions to Science, 2(3): 333-344.

Basta N.T. 2004. Heavy metal and trace element chemistry in residual-treated soil: Implications on metal bioavailability and sustainable land application. In: Sustainable land application Conference, January, 4-8, Florida; University of Florida.

Basta, N.T., Ryan, J.A., Chaney, L., 2005. Trace element chemistry in residual-treated soil: key concepts and metal bioavailability. J. Environ. Qual. 34, 49–63.

Basta, N.T. and Tabatabai, M.A. 1992. Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: II. Effect of pH. Soil Science, 153: 195–204.

Becerril, J. M., Barrutia, O., García Plazaola, J.I., Hernández, A., Olano, J.M y Garbisu, C. (2007). Especies nativas de suelos contaminados por metales: Aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. Ecosistemas, 2007/2.

Bech, J., Poschenrieder, C., Barceló, J., Lansac., A. (2002). Plants from mine spoils in the South American Area as Potential Sources of Germplasm for Phytoremediation Technologies. Acta Biotechnol. 22: 1-2, 5-11.

Bech, J.; Tobías, F.J.; Roca, N. (1995). Influence of dispersed copper ores on soil background values of heavy metals in Barcelona area (Catalonia, Spain). Third Int.

Conf. of the biogeochemistry of Trace Elements (París, Francia).

Bech, J., Tobías, F.J. y Roca, N. (1995). Nivells basals de metalls pesants i elements traça a sòls de Catalunya. En Cortés, A. y Boixadera, J. Dossiers Agraris:Sòls contaminats, Institució catalana d'estudis agraris ed.: 19-35

Blaylock, M.J., Salt, D.E., Dushenkov, S., Zakharova, O., Gussman, C., Kapulnik, Y., Ensley, B.D., y Raskin, I. (1997). Enhanced accumulation of Pb in Indian Mustard by soil applied chelating agents. Environ. Sci. Technol. 31, 860–865 .

Birley, N.H. y Lock, K. (1999). Health and peri-urban natural resource production. Environment and Urbanisation 10(1): 89-106.

Boekhold, A.E., Temminghoff, E.J.M. and Van der Zee, S.E.A.T.M. 1993. Influence of electrolyte composition and pH on cadmium sorption by an acid sandy soil. Journal of Soil Science, 44: 85–96.

Bradshaw, A.D. y McNeilly (1985). Evolución y Contaminación. Ed. Omega. 82 p. Brady, N.C. Y Weil, R.R. (2008). The nature and properties of soils, 14th Edición. Prentice Hall, Upper Saddle River, New York.

Brümmer G., K.G.Tiller, U. Herms, and P.M. Clayton 1983. Adsorption/desorption and/or precipitation/dissolution processes of zinc in soils. Geoderma 31:337-354.

Chaney, M., Brown, S.L., LI, Y.M., Angle, J.S. Homer, F.A. y Green, C.E. (1995). Potential use of metal hyperaccumulators. Min Environ Mag 3:9-11.

Chávez, A. (2015). Comparación de dos métodos de determinación de la capacidad de intercambio catiónico en suelos de la región central de Honduras.

Cheng, H. Hu, Y. (2010). Lead (Pb) isotopic fingerprinting and its applications in lead pollution studies in China: a review. Environ. Pollut. 158, 1134–1146.

Combatt E, Jarma A, Martínez G, Cabrales E, Cardona C, Atencio L, Cadavid C, Uparela E, Mercado J. 2007. Caracterización de suelos sulfatados ácidos y la respuesta de tres especies vegetales en el bajo Sinú de Córdoba. Informe del Grupo de Investigación en Cultivos Tropicales de Clima Cálido. Universidad de Córdoba, Oficina administrativa de Investigación y Extensión. Montería, Colombia. 278 p.

Cunningham, S.D. y OW, D.W. (1996). Promises and prospects of phytoremediation. Plant Physiol. 110: 715-719.

Davis, A., Drexler, J.W., Ruby, M.V., y Nicholson, A. (1993). Micromineralogy of mine wastes in relation to lead bioavailability. Butte, Montana. Environ. Sci. Technol. 27: 1415-1425.

De Olivera L. (2004) Heavy metal biosorption by chitin and chitosin isolated from Cunninghamella elegans (IFM 46109). Brazilian Journal of Microbiology, 35: 243-247.

Dé Vries, W. & Bakker, D. J. (1998). Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystem: Guidelines for critical limits, calculation methods and input data. TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation. Den Helder, Netherland. s/n.

Díaz-Granados M., Moreno M., Maestre A., García J. 1998. Adaptabilidad de la Producción Agropecuaria Sostenible en los Ecosistemas de la Región de la Mojana. Capítulo Modelación Hidrobiológica y Dinámica Fluvial, Fase 2 Etapa 1, Volumen 1, Informe Final, Universidad de los Andes - CORPOICA, Santa Fe de Bogotá. 48 pp.

Doménech, X. (1995). La Química del Suelo. El impacto de los contaminantes, Ed. Mirahuano- Madrid.

Dushenkov, V., Nanda Kumar, P.B.A., Moto, H., y raskin, I. (1995). Rhyzofiltration: The

use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1239-1245.

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

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.

European Commission. 2001. Survey of wastes spread on land. Appendix F Germany.

Felipó, M. 1992 Contaminación del suelo e impacto ambiental. Seminario "cotaminación, protección y saneamiento del suelos" UIMP, Valencia.

Evans, L.J. 1989. Chemistry of metal retention by soils. *Environmental Science and Technology*, 23, 1046-1056.

Garbisu, C., Becerril, J. M., Epelde, L., Alkorta, I. 2007. Bioindicadores de la calidad del suelo: herramienta metodológica para la evaluación de la eficacia de un proceso fitorremediador. *Ecosistemas*. 16: 44-49.

García, I. y Dorronsoro, C. (2005). Contaminación por metales pesados. En: *Tecnología de Suelos*. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola.

Ginocchio, R. y Baker, A. (2004). Metallophytes in Latin America: a remarkable biological and genetic resource scarcely known and studied in the region. *Revista chilena de historia natural*. 77: 185-194.

Gong, H.; Rose, A.W. y Suhr, N.H. (1977). The geochemistry of cadmium in some sedimentary rocks. *Geochimica et cosmochimica Acta*, Vol 41:1687-1692.

Gratão, P., Polle, A., Lea, P. y Azevedo, R. (2005). Making the life of heavy metal-stressed plants a little easier. *Functional Plant Biology*. 32 (481-494)

Hall, J.L. (2002). Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53 (366), pp. 1-11.

Hinsinger, P., Bengough, A.G., Vetterlein, D., Young, I.M., 2009. Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. *Plant Soil* 321, 117-152.

Holmgren, G.G.S; M.W. Meyer; R.L. Chaney y R.B. Daniels. 1993. Cadmium, lead, zinc, copper, and nickel in agricultural soils of the United States of America. *J. Environ. Qual.* 22: 335-348.

Hose G., Murray B., Park M., Kelaher B., Figueira W. (2006). A meta-analysis comparing the toxicity of sediments in the laboratory and in situ. *Env. Tox. and Chem.* 25: 1148-1152.

IGAC. 2007. Estudio semidetallado de suelos de las áreas potencialmente agrícolas, Bajo Cauca. Imprenta Nacional de Colombia.

Jarvis, S.C. and L.H.P. Jones. 1980. The contents and sorption of cadmium in some agricultural soils of England and Wales. *Journal of Soil Science*, 31: 469-479.

Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. (2000). *Trace Elements in Soils and Plants*. (3rd edition) CRC Press. Boca Raton, Florida, EEUU. 412 pp.

Kabata-Pendias A, Pendias H, 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton, FL.

Katerin, J., Casallas, C., Alexandra, I., & Díaz, R. (2015). Fitorremediación in Situ Para La Recuperación De Suelos Contaminados Por Metales Pesados (Plomo Y Cadmio) Y Evaluación De Selenio En La Finca Furatena Alta En El Municipio De Útica (Cundinamarca), 13-43.

Kidd, P.C., Becerra Castro, C. García Lestón, M. y Monterroso, C. (2007). Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género *Alyssum* L. *Ecosistemas* 16 (2): 26-43.

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.

Lederer. C.M., Hollander. J.M., Pelman. I., 1957. Table of Isotopes, 6th edición, p. 68.

Lindsay, W.L. (1979). Chemical equilibria in soils. Ed. John Wiley and sons. New york.

Llugany, M.; Tolrà, R.; Poschenrieder, C. y Barceló, J. (2007). Hiperacumulación de metales: ¿Una ventaja para la planta y para el hombre? *Ecosistemas* 16 (2):4-9.

Lofts, S.; Spurgeon, D. and Svendsen, C. (2005). Fractions Affected and Probabilistic Risk Assessment of Cu, Zn, Cd, and Pb in Soils Using the Free Ion Approach, *Environmental Science & Technology*, 39 (21), 8533-8540.

Lombi, E. et ál. (2003). Lability of Cd, Cu, and Zn in Polluted Soils Treated with Lime, Beringite, and Red Mud and Identification of a Non-Labile Colloidal Fraction of Metals Using Isotopic Techniques, *Environmental Science & Technology*, 37 (5), 979-984.

López, M. y Grau J.M. (2005). Metales pesados, Materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de los pastos de la España peninsular. II Resultados por Provincias. Ministerio de Educación y Ciencia e Instituto Nacional de Tecnología Agraria y Alimentaria.

Lora Silva, R., & Bonilla Gutiérrez, H. (2010). Remediation of a Soil Contaminated With the Heavy Metals Cadmium and Chromium on the High Basin of the Bogota River. *Revista*

U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica, 13(2), 61–70.

Ma, L.Q. and G. Rao. 1997. Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. *J. Environ. Qual.*, 26:259-264.

Macek, T., Francova, K., Sura, M. y Mackova, M. (2006). Genetically modified plants with improved properties for phytoremediation purposes. In: *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*. Ed. Springer. 2 (68), pp 85-108.

Madrid, G. L. (2015). Genotoxicidad de metales pesados (Hg, Zn, Cu, Pb y Cd) asociado a explotaciones mineras en pobladores de la cuenca del río San Jorge del departamento de Córdoba, Colombia. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 1(23).

Marrugo et al 2014: Atmospheric deposition of heavy metals in the mining area of the San Jorge river basin, Colombia. José Luis Marrugo-Negrete & Ivan D. Urango-Cardenas & Saudith M. Burgos Núñez & Sergi Díez. *Air Qual Atmos Health* (2014) 7:577–588.

Marrugo et al 2016: Screening of native plant species for phytoremediation potential at a Hg-contaminated mining site. José Marrugo-Negrete a, Siday Marrugo-Madrid a, José Pinedo-Hernández a, José Durango-Hernández a, Sergi Díez. *Science of the Total Environment* 542 (2016) 809–816.

McBride, M.B. (1994). *Environmental chemistry of soils*. Oxford Univ. Press, New York.

McGrath, S.P.; F.J. Zhao; S.J. Dunham; A.R. Crosland y K. Coleman. 2000. Long-term changes in the extractability and bioavailability of zinc and cadmium after sludge application. *J. Environ. Qual.* 29:875-883.

McLaren, R.G., R.S. Swift, and J.G. Williams,. 1981. The adsorption of copper by

soil materials at low equilibrium solution concentrations. *Journal of Soil Science*, 32 : 247–256.

Mench, M., Vangronsveld, J., Lepp, N., Bleeker, P., Ruttens, A. y Geebelen. (2006). Phytostabilisation of metal-contaminated sites. In: *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*. Ed. Springer. 2 (68), pp 25-52.

Méndez, P., Ramírez, G., César, A., Gutiérrez, R., Alma, D., & García, P. (2009). Disponible en:

<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93911243003>. Tropical and Subtropical Agroecosystems, 10(1), 29–44.

Ministerio de Ambiente, vivienda y desarrollo territorial, 2005: Ministerio de Ambiente, vivienda y desarrollo territorial, 2005. Esquema de ordenamiento territorial 2005-2019, Documento técnico de soporte, Republica de Colombia, departamento de Cordoba, Municipio de San Carlos, Pp 209.

Millán, R., Carpena, R.O., Schmid, T., Sierra, M.J., Moreno, E., Peñalosa, J., Gamara, R. y Esteban, E. (2007). Rehabilitación de suelos contaminados con mercurio: Estrategias aplicables en el área de Almadén. *Ecosistemas* 2007/02.

Naidu, R., and D. Oliver. 2003. Uptake of copper (Cu), Lead (Pb), cadmium (Cd), arsenic (As) and dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) by vegetables grown in urban environments. Ed. Langley A., Gilbey M. and Kennedy, B. National Environment Protection Council (NEPC) Australia. pp. 235-241.

Navarro-Aviñó, J.P., Aguilar Alonso, I., López-Moya, J. R. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas* 16 (2): 10-25.

Nigam, R.; S. Srivastava; S. Prakash y M.M. Srivastava. 2001. Cadmium mobilisation and plant availability - the impact of organic acids

commonly exuded from roots. *Plant Soil*. 230:107-113.

Nolan, A.L.; McLaughlin, M.J. and Mason, S.D. (2003). Chemical Speciation of Zn, Cd, Cu, and Pb in Pore Waters of Agricultural and Contaminated Soils Using Donnan Dialysis, *Environmental Science & Technology*, 37 (1), 90-98.

Ortiz, J. Sanz, M. Dorado, S. Villar. (2007). “Técnicas de recuperación de suelos contaminados”. Universidad de Alcalá. pp, 108.

Philippot, L., Raaijmakers, J.M., Lemanceau, P., van der Putten, W.H., 2013. Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. *Nat. Rev. Microbiol.* 11, 789–99. doi:10.1038/nrmicro3109

Phillips I.R. 1999. Copper, lead, cadmium and zinc sorption by waterlogged and air-dry soil. *Journal of Soil Contamination* 3:343-364

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

Pierangeli M.A.P; L.R.G Guilherme; L.R.;Oliveira, A N.Curi; N.L.N. Silva. 2003. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio na adsorção de cádmio em Latossolos brasileiros. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.38, p.737-745.

Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant. Biol.* 56:15-39.

Prabhakaran, K.P. y Cottenie, A. (1971). Parent material-soil relationship in trace elements –A quantitative estimation-. *Geoderma* 5:81-97.

Proctor, J y Woodell, S. (1971). The Plant Ecology of Serpentine: I. Serpentine Vegetation of England and Scotland. *Journal of Ecology*, Vol. 59, No. 2. pp. 375-395.

Purves, D. (1977). The contamination of soil and food crops by toxic elements normally found in municipal wastewaters and their consequences for human health, in Wastewater Renovation and Reuse, D'Itri, F.M., Ed., Marcel Dekker, New York.

Rahman, M. & Hasegawa, H. (2011). Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere*, 85(5), 633-646.

Rascio, N. (1977). Metal accumulation by some plants growing on zinc-mine deposits. *Oikos* 29, 250-253.

Reeves, R.D. (2006). Hyperaccumulation of trace elements by plants. In: *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*. Ed. Springer. 2 (68), pp 25-52.

Reid, R. (2001). Mechanisms of micronutrient uptake in plants. *Australian Plant Physiology*. 28, 659-666.

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.

Robinson, B.H., Chiarucci, A., Brooks, R.R., Petit, D., Kirkman, J.H. and Gregg, P.E.H. 1997. The nickel hyperaccumulator plant *Alyssum bertolonii* as a potential agent for phytoremediation and phytomining of nickel. *Journal Geochemical Exploration*, 59, 75-86.

Roca, N. (2004). Salinidad, alcalinidad y metales pesados en suelos semiáridos de Fray Mamerto Esquiú (Catamarca, Argentina): Aplicabilidad de la taxonomía de suelos. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

Roqueme J, Pinedo J, Marrugo J, Aparicio A. (2014). Metales pesados en suelos agrícolas del valle medio y bajo del río Sinú, departamento de Córdoba. (Memorias del II Seminario de Ciencias Ambientales Sue-Caribe & VII Seminario Internacional de

Gestión Ambiental, 2014). Universidad de Córdoba, Montería. Colombia.

Sierra Villagrana, R. U. B. E. N. (2006). Fitorremediación de un suelo contaminado con plomo por actividad industrial.

Silva, C. 2004. Adsorção competitiva de cádmio, cobre, níquel e zinco em solos. Tesis Mestre em Agronomia, área de concentração: Solos e nutrição de plantas. Piracicaba, Estado de São Paulo, Brazil. 79 p

Silveira M.L.A., L.R.F. Alleoni, and L.R.G. Guilherme. 2003. Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola* 60 (4): 793-806.

Sims, J.T., and J.S. Kline. 1991. Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soils amended with co-composted sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 20:387-395.

Sol, M. V., Navarro, R. V., & Guerrero, R. E. Z. (1996). Geoquímica aplicada al medio ambiente, 30(1995).

Sposito, G. 1986. Sorption of trace metals by humic materials in soils and natural waters. *Crit. Rev. Environ. Control* 16(2):193-229.

Sposito, G. 1989. The chemistry of soils. New York: Oxford University. 277 p.

Tsang, D.C.W. and Lo, M.C. (2006). Competitive Cu and Cd Sorption and Transport in Soils: A Combined Batch Kinetics, Column, and Sequential Extraction Study, *Environmental Science & Technology*, 40 (21), 6655-6661.

Tessier, A; Campbell, P.G.C. & Bisson, M (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, (7), p:844-851.

Tessier, Andre; Campbell, Peter G.C.; Bisson, Marc (1980). Trace metal speciation of USGS reference sample MAG-1. *Geostandards Newsletter, Association Nationale de la Recherche Technique*, p: 145-148.