

---

*Tropical and  
Subtropical  
Agroecosystems*

---

REVISION [REVIEW]

CONTAMINACIÓN Y FITOTOXICIDAD EN PLANTAS POR METALES  
PESADOS PROVENIENTES DE SUELOS Y AGUA

[PLANT CONTAMINATION AND PHYTOTOXICITY DUE TO HEAVY  
METALS FROM SOIL AND WATER]

Judith Prieto Méndez<sup>1</sup>, César A. González Ramírez, Alma D. Román Gutiérrez  
and Francisco Prieto García\*

Centro de Investigaciones Químicas. Universidad Autónoma del estado de Hidalgo.  
Carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5. C. P. 42076. Hidalgo. México.

<sup>1</sup>e-mail: jud\_292003@yahoo.com.mx, prietog@uaeh.edu.mx

\*Corresponding author

RESUMEN

Los altos niveles de metales pesados como plomo, níquel, cadmio y manganeso, presentes en suelos y agua negra, utilizada para riego agrícola radican principalmente, que pueden ser acumulados en estos sistemas de suma importancia para la agricultura. Por su carácter no biodegradable, la toxicidad que ejercen sobre los diferentes cultivos y su biodisponibilidad, puede resultar peligrosos. La presente compilación bibliográfica resalta y destaca la sensibilidad relativa de algunas plantas a la presencia de los metales pesados y la tendencia a acumular los mismos, haciendo énfasis en los aspectos de relación con algunas de las características fisicoquímica de los suelos y la fitotoxicidad por metales.

**Palabras claves:** Fitotoxicidad, metales pesados, contaminante.

SUMMARY

High levels of heavy metals, such as: lead, nickel, cadmium and manganese, which are present in soil and wastewater used for agricultural irrigation, are due to the fact that these metals can be accumulated into these systems, of main importance for agriculture. Because of its non-biodegradability features, toxicity effects onto several crops and consequences on their bio-availability, this may result hazardous. This literature survey highlights and remarks relative sensitivity of some plants before heavy metals presence and crops trend to accumulate them, emphasizing aspects related to some soil physicochemical characteristics and heavy metals phyto-toxicity.

**Key words:** Phyto-toxicity, heavy metals, contaminant.

INTRODUCCIÓN

El término de metal pesado refiere a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y sea tóxico o venenoso en concentraciones incluso muy bajas. Los ejemplos de metales pesados o algunos metaloides, incluyen el mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), talio (Tl), y plomo (Pb), entre otros (Lucho *et al.*, 2005a).

Los metales pesados se encuentran generalmente como componentes naturales de la corteza terrestre, en forma de minerales, sales u otros compuestos. No pueden ser degradados o destruidos fácilmente de forma natural o biológica ya que no tienen funciones metabólicas específicas para los seres vivos (Abollino *et al.*, 2002).

Los metales pesados son peligrosos porque tienden a bioacumularse en diferentes cultivos. La bioacumulación significa un aumento en la concentración de un producto químico en un organismo vivo en un cierto plazo de tiempo, comparada a la concentración de dicho producto químico en el ambiente (Angelova *et al.*, 2004).

En un pequeño grado se pueden incorporar a organismos vivos (plantas y animales) por vía del alimento y lo pueden hacer a través del agua y el aire como medios de traslocación y dependiendo de su movilidad en dichos medios (Lucho *et al.*, 2005a).

Como elementos traza, algunos metales pesados [por ejemplo, cobre (Cu), selenio (Se), zinc (Zn)] son esenciales para mantener un correcto metabolismo en los seres vivos y en particular en el cuerpo humano. Sin embargo, en concentraciones más altas pueden conducir al envenenamiento. El envenenamiento por metales

pesados podría resultar, por ejemplo, de la contaminación del agua potable (tuberías de plomo), las altas concentraciones en el aire cerca de las fuentes de emisión o producto, vía la cadena alimenticia (Kabata-Pendias, 2000).

Los metales pesados pueden incorporarse a un sistema de abastecimiento de agua por medio de residuos industriales que son vertidos sin previos tratamientos, los que posteriormente se depositan en lagos, ríos y distintos sistemas acuíferos (García *et al.*, 2005).

La absorción de metales pesados por las plantas es generalmente el primer paso para la entrada de éstos en la cadena alimentaria. La absorción y posterior acumulación dependen en primera instancia del movimiento (movilidad de las especies) de los metales desde la solución en el suelo a la raíz de la planta.

En plantas, el concepto de bioacumulación se refiere a la agregación de contaminantes; algunos de ellos son más susceptibles a ser fitodisponibles que otros (Kabata-Pendias, 2000).

## PRESENCIA DE METALES EN LOS SUELOS

Los metales pesados están presentes en el suelo como componentes naturales del mismo o como consecuencia de las actividades antropogénicas.

En los suelos se pueden encontrar diferentes metales, formando parte de los minerales propios; como son silicio (Si), aluminio (Al), hierro (Fe), calcio (Ca), sodio (Na), potasio (K), magnesio (Mg). También puede encontrarse manganeso (Mn), que generalmente se presenta en el suelo como óxido y/o hidróxido, formando concreciones junto con otros elementos metálicos. Algunos de estos metales son esenciales en la nutrición de las plantas, así son requeridos algunos de ellos como el Mn, imprescindible en el fotosistema y activación de algunas enzimas (Mahler, 2003) para el metabolismo vegetal.

Se consideran entre los metales pesados elementos como el plomo, el cadmio, el cromo, el mercurio, el zinc, el cobre, la plata, entre otros, los que constituyen un grupo de gran importancia, ya que algunos de ellos son esenciales para las células, pero en altas concentraciones pueden resultar tóxicos para los seres vivos, organismos del suelo, plantas y animales (Spain *et al.*, 2003), incluido el hombre. En la corteza terrestre existe una similitud entre la distribución de níquel (Ni), cobalto (Co) y hierro (Fe). En los horizontes superficiales del suelo (capa arable), el Ni aparece ligado a formas orgánicas (Corinne *et al.*, 2006), parte de las cuales pueden

encontrarse formando quelatos fácilmente solubles. El níquel (Ni) es también un elemento esencial para el metabolismo de las plantas, aún cuando éstas requieren menos de 0.001 mg kg<sup>-1</sup> de peso seco (Mahler, 2003). También de forma natural puede encontrarse el zinc (Zn) en los suelos, y es un nutriente requerido por las plantas para su desarrollo (Mahler, 2003).

Las actividades geológicas naturales, como desgastes de cerros y volcanes, constituyen una fuente de aportaciones importante de metales pesados al suelo. También las actividades antropogénicas como la industria minera, que está catalogada como una de las actividades industriales más generadora de metales pesados. En el suelo, los metales pesados, pueden estar presentes como iones libres o disponibles, compuestos de sales metálicas solubles o bien, compuestos insolubles o parcialmente solubilizables como óxidos, carbonatos e hidróxidos, (Pineda, 2004).

La movilidad relativa de los elementos traza en suelos es de suma importancia en cuanto a su disponibilidad y su potencial para lixiviarse de los perfiles del suelo hacia las aguas subterráneas y difiere de si su origen es natural o antrópico y, dentro de este último, al tipo de fuente antrópica (Burt *et al.*, 2003).

Dentro de los metales pesados, los denominados oligoelementos, y que pueden servir como micronutrientes para los cultivos, ya que son requeridos en pequeñas cantidades y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. Pasado cierto umbral se vuelven tóxicos. Como el B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Fe, Se y Zn y el metaloide As. También hay metales pesados sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos lleva aparejada disfunciones en el funcionamiento de sus organismos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos, elementos tales como el Cd, Hg, Pb, Sb, Bi, Sn, Tl (García y Dorronsoro, 2005).

Cuando el contenido 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, el término que se usa o se emplea es “polución de suelos” (Martín, 2000).

En el suelo, los metales pesados como iones libres, pueden tener acción directa sobre los seres vivos lo que ocurre a través del bloqueo de las actividades biológicas, es decir, la inactivación enzimática por la formación de enlaces entre el metal y los grupos -SH (sulfhidrilos) de las proteínas, causando daños irreversibles en los diferentes organismos. La contaminación en suelos por metales pesados ocurre cuando estos son irrigados con

aguas procedentes de desechos de minas, aguas residuales contaminadas de parques industriales y municipales y filtraciones de presas de jales (Wang *et al.*, 1992).

Una vez en el suelo, los metales pesados pueden quedar retenidos en el mismo pero también pueden ser movilizados en la solución del suelo mediante diferentes mecanismos biológicos y químicos (Pagnanelli *et al.*, 2004). Los metales pesados adicionados a los suelos se redistribuyen y reparten lentamente entre los componentes de la fase sólida del suelo. Dicha redistribución se caracteriza por una rápida retención inicial y posteriores reacciones lentas, dependiendo de las especies del metal, propiedades del suelo, nivel de introducción y tiempo (Han *et al.*, 2003).

Los factores que influyen en la movilización de metales pesados en el suelo son características del suelo: pH, potencial redox, composición iónica de la solución del suelo, capacidad de intercambio (catiónico y/o aniónico), presencia de carbonatos, materia orgánica, textura, entre otras. La naturaleza de la contaminación y el origen de los metales y formas de deposición y condiciones medio ambientales producen acidificación, cambios en las condiciones redox, variación de temperatura y humedad en los suelos (Sauquillo *et al.*, 2003).

En general, los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir cuatro diferentes vías: la primera, quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la fase acuosa del suelo u ocupando sitios de intercambio; segunda, específicamente adsorbidos sobre constituyentes inorgánicos del suelo; tercera, asociados con la materia orgánica del suelo y cuarta, precipitados como sólidos puros o mixtos. Por otra parte, pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas; pueden pasar a la atmósfera por volatilización y pueden ser movilizados a las aguas superficiales o subterráneas (García y Dorronsoro, 2005).

Para elucidar el comportamiento de los metales pesados en los suelos y prevenir riesgos tóxicos potenciales se requiere la evaluación de la disponibilidad y movilidad de los mismos (Banat *et al.*, 2005). La toxicidad de los metales depende no sólo de su concentración, sino también de su movilidad y reactividad con otros componentes del ecosistema (Abollino *et al.*, 2002).

Los metales pesados contribuyen fuertemente a la contaminación ambiental, la cantidad de metales disponibles en el suelo está en función del pH, el contenido de arcillas, contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y otras

propiedades que las hacen únicas en términos de manejo de la contaminación (Sauve *et al.*, 2000).

El plomo (Pb), por ejemplo, es un contaminante ambiental altamente tóxico, su presencia en el ambiente se debe principalmente a las actividades antropogénicas como la industria, la minería y la fundición. En los suelos contaminados con Pb se suele encontrar también Cd y Zn (Hettiararchchi y Pierzynski, 2002) por analogía entre sus propiedades y características metálicas algo similar a lo que ocurre para la triada de Fe-Ni-Co. En estos casos la barrera suelo-planta limita la traslocación de Pb a la cadena alimenticia, ya sea por procesos de inmovilización química en el suelo según se ha reportado (Laperche *et al.*, 1997) o limitando el crecimiento de la planta antes de que el Pb absorbido alcance valores que puedan ser dañinos al ser humano. El Pb presente en suelos contaminados puede llegar a inhibirse mediante la aplicación de fósforo y óxidos de magnesio; sin embargo estos tratamientos pueden llegar a afectar la biodisponibilidad de otros metales esenciales como el Zn (Hettiararchchi y Pierzynski, 2002).

Por otra parte, en lugares donde se han venido utilizando aguas residuales para el riego agrícola, se reporta una tendencia creciente en las concentraciones de metales en los suelos, por efecto en el tiempo (años) de uso de esta agua, donde las cantidades de metal que se extraen y se miden en estos suelos, se han asociado positivamente con el tiempo de uso de agua residual; mostrando una mayor tasa anual de acumulación el Ni y Pb.

En suelos estudiados con diferente pH y contenidos de arcilla y materia orgánica, y donde se han añadido intencionalmente concentraciones de Pb y Zn, ha sido determinada la capacidad de la absorción de los mismos en cada tipo de suelo. Se sembró lechuga y después de cosechar las mismas se evaluaron nuevamente los suelos y se observó que disminuyó la concentración de estos metales en los suelos (Stevens, *et al.*, 2003), lo que pone de manifiesto que éstos suelos contaminados son un riesgo para la salud porque las plantas pueden absorber estos metales.

También el uso de fertilizantes ha venido a causar incremento de algunos compuestos en los suelos, que en ocasiones han causado algunos cambios en las características. Algunos fertilizantes como los nitrogenados que incluyen los nitratos, de amonio ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) y de sodio ( $\text{NaNO}_3$ ); la urea ( $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$ ); el fosfato de amonio ( $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ ); los polifosfatos amónicos, entre otros, aportan al suelo los nutrientes básicos para el desarrollo de las plantas (Baur, 2004), permitiendo que aumenten la disponibilidad de los mismos, ya que son productos todos solubles en agua. Estos tienen algunos inconvenientes para los suelos, entre ellos, que pueden contener residuos de metales pesados como impurezas y que pueden quedar igualmente

disponibles para las plantas y provocar daños en las mismas.

También en estudios realizados a suelos europeos, que variaban en sus características fisicoquímicas y con el objetivo de cuantificar la absorción de cobre (Cu) en plantas, fueron enmendados utilizando  $\text{CuCl}_2$  para obtener una gama de siete concentraciones incluyendo un control sin enmiendas. Para estos estudios se sembraron cebada y tomates en dichos suelos y se evaluó en las plantas, alargamiento de la raíz (para la cebada) y el crecimiento general (para el tomate). Las concentraciones de Cu causaron inhibición para el alargamiento de raíz y el crecimiento global de la planta de tomate; por su parte los suelos más calcáreos, demostraron ser los de mayor retención de Cu, lo que demuestra una vez más que las características del suelo influyen de manera directa y determinantes con la concentraciones de metales en éstos y con los niveles de disponibilidad hacia las plantas (Rooney, *et al.*, 2006; Zhao *et al.*, 2006.).

Actualmente existen estudios tendientes a resolver la contaminación originada por metales pesados en suelos, mediante estrategias basadas en el uso de plantas que tienen la propiedad de acumular metales pesados; proceso denominado “fitorremediación” que consiste en la remoción, transferencia, estabilización y/o degradación y neutralización de compuestos orgánicos, inorgánicos y radioactivos que resultan tóxicos en suelos y agua. Como ejemplo, Rodríguez-Ortiz *et al.*, (2006) estudiaron la extracción de Cd y Pb en plantas de tabaco encontrando potencial en dicha planta para este fin.

Esta novedosa tecnología tiene como objetivo degradar y/o asimilar los metales pesados presentes en el suelo, lo cual tiene muchas ventajas con respecto a los métodos convencionales de tratamientos en lugares contaminados. En primer lugar es una tecnología de bajo costo, en segundo lugar, posee un impacto regenerativo en lugares en donde se aplica y en tercer lugar su capacidad extractiva se mantiene debido al crecimiento vegetal (Harvey *et al.*, 2002).

La fitorremediación no es un sencillo remedio o receta que sea aplicable para todos los suelos contaminados, antes de que esta tecnología pueda volverse técnicamente eficiente y económicamente viable, hay algunas limitaciones que necesitan ser superadas. Por ejemplo, sus mecanismos tanto moleculares, bioquímicos y fisiológicos, son pocos conocidos e insuficientemente entendidos; sin

embargo, a pesar de esto, un gran número de plantas definidas como hiperacumuladoras, todavía pueden darse a conocer e identificarse (Freitas *et al.*, 2004).

La fitorremediación de suelos contaminados es una técnica con grandes posibilidades. El uso de especies vegetales tolerantes a altos niveles de metales en suelos y agua, 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). Las enmiendas orgánicas pueden utilizarse igualmente para la remediación de suelos contaminados. La unión entre la materia orgánica y los metales (formación de moléculas complejas de elevada estabilidad), puede disminuir la capacidad de fitoextracción, disminuyendo así la fitotoxicidad y permitir que se pueda reestablecer la vegetación de sitios contaminados (Robinson *et al.*, 1997).

Desde 1991, el gobierno de China desarrolló y se han reportado pautas, para monitorear y evaluar los niveles de metales pesados en lugares contaminados (Chen *et al.*, 1996; Wang *et al.*, 1994). Estas pautas están basadas principalmente en las propiedades del suelo y el efecto de los metales pesados sobre la calidad de agua, en la actividad de los microorganismos en los suelos, en la salud humana y en los rendimientos y calidad de las cosechas. Han sido formulados tres valores para evaluar la calidad de los suelos. Los Valores A (definidos como el límite superior de concentración frecuente de metales pesados encontrados en suelos), Valores de B (definidos como el nivel aceptable de metales pesados en suelos), y Valores de C (niveles excesivos en muy altas concentraciones de metales que indican la necesaria intervención para soluciones, es decir, se hace necesario y obligatorio el control de la contaminación).

Los niveles de concentración de metales pesados consideran no sólo el contenido total en suelos, si no también el nivel asimilable por las plantas, por ejemplo, por extracción con HCl de 0.1M (Wang *et al.*, 1994).

En el Tabla 1 se pueden apreciar algunos de estos valores propuestos para tres metales tóxicos (Cd, Cr y Pb) y para el metaloide As. Por su parte algunos trabajos, indican valores como los que se muestran en el Tabla 2, sobre las concentraciones típicas de metales pesados encontradas en hortalizas (Lin, 1991).

Como se observa de las dos tablas, los valores que reporta Lin (1991) son varias veces inferiores a los valores indicados como A, B y/o C en el sentido de estándares de metales pesados para suelos.

Tabla 1. Estándares de evaluación para suelos contaminados por metales pesados.

Elemento	Valor A		Valor B		Valor C	
	Extracción HCl 0.1 M	Concentración total	Extracción HCl 0.1 M	Concentración total	Extracción HCl 0.1 M	Concentración total
	----- ppm (base seca) -----					
Arsénico	-	16.0	-	30.0	-	40.0
Cadmio	0.4	2.0	1.0	4.0	2.0	5.0
Cromo	12.0	100.0	25.0	250.0	40.0	400.0
Plomo	18.0	50.0	150.0	300.0	200.0	500.0

Valor A: Límite superior de concentración frecuente de metales pesados en suelos.

Valor B: Nivel aceptable.

Valor C: Límite requerido para intervención. Es necesario el control de la contaminación.

Fuente: (Chen, 1992; Wang *et al.*, 1994 ; Chen *et al.*, 1996)

Tabla 2. Estándares de evaluación de contaminación por metales pesados en hortalizas. Entre paréntesis las desviaciones estándares (Lin, 1991).

Elemento	Hortalizas de fruto (n=90)	Hortalizas de hoja (n=144)	Hortalizas de raíz (n=112)
Arsénico	0.05 (0.002)	0.12 (0.003)	0.05 (0.001)
Cadmio	0.11 (0.004)	0.24 (0.006)	0.21 (0.006)
Cromo	0.26 (0.010)	0.02 (0.001)	0.03 (0.002)
Plomo	2.11 (0.060)	3.69 (0.050)	2.58 (0.035)

## METALES EN PLANTAS Y FITOTOXICIDAD

Es importante determinar el nivel de riesgo ambiental de los metales pesados sobre diversos representantes del ecosistema terrestre utilizando bioensayos ecotoxicológicos (Iannacone y Gutiérrez, 1999; Arkhipchuk *et al.*, 2000); entre ellos, las plantas presentan diferentes especies representativas de los agroecosistemas hortícolas (Wang, 1991; Arambasic *et al.*, 1995; Iannacone *et al.*, 2000). Los ensayos de fitotoxicidad con semillas germinadas son simples, versátiles y útiles para evaluar la toxicidad de aguas, sedimentos y muestras de suelo (Walsh *et al.*, 1991; Lewis, 1995; Rosa *et al.*, 1999).

Las pruebas de fitotoxicidad que emplean plantas terrestres, no son usadas frecuentemente en ecotoxicología (Wang, 1991; Calow, 1993; APHA, 1995). Las tres características más importantes de los ensayos con plantas terrestres, es que se les puede usar con muestras coloreadas o turbias, en ensayos estáticos, semiestáticos y de flujo continuo, y con un mínimo costo de mantenimiento en el laboratorio (Wang, 1991).

Algunas especies de plantas tienen ventajas sobre otros organismos biológicos, como por ejemplo, el poder almacenarse en forma de semilla por un año o más; costos de mantenimiento mínimos; las muestras no requieren aireación; muestras con altas

turbiedades no requieren filtración adicional y las pruebas se pueden llevar a cabo sin ajuste de pH (Iannacone y Alvariano, 2005).

Calow (1993) señala la potencialidad del uso de cebolla (*Allium cepa* L., Liliaceae), betarraga (*Beta vulgaris* L., Chenopodiaceae), arroz (*Oriza sativa* L., Poaceae) y rabanito (*Raphanus sativus* L., Brassicaceae) para evaluar la toxicidad y el riesgo de sustancias químicas peligrosas en el ambiente. Sin embargo, el efecto de metales pesados sobre plantas vasculares no se conoce bien (Lerda, 1992; Barone *et al.*, 1997; Rosa *et al.*, 1999; De Jong y De Haes, 2001).

La determinación de algunos aspectos de la ecotoxicidad de metales pesados empleando bioensayos sencillos y prácticos para catalogar toxicológicamente muestras ambientales contaminadas por Pb, Hg y Cr contribuye a tomar medidas para evaluar la perturbación de los ecosistemas y promover alternativas de biorremediación (Shanker *et al.*, 1996; Iannacone y Alvariano, 1999; 2005).

El empleo de las semillas de plantas terrestres como herramientas ecotoxicológicas es ventajoso, por requerir poco volumen de muestra (1 mL envase<sup>-1</sup>), comparado con otros organismos que requieren de 50 a 200 mL envase<sup>-1</sup> (Arambasic *et al.*, 1995).

Las plantas vasculares han sido recomendadas por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) y por la Administración de Drogas y Alimentos (FDA), ambas de los Estados Unidos, debido a su buena sensibilidad, en comparación con semillas de otras especies de plantas terrestres (Wang, 1991). El ensayo ecotoxicológico con semillas de plantas vasculares presenta algunas ventajas sobre otras especies terrestres, lo que permite usar cuantitativamente el crecimiento de la raíz. Wang (1991) indicó que el crecimiento de raíz como punto final de lectura, es más sensible a la toxicidad que la germinación de semillas, la cual presenta un alto coeficiente de variación (Rosa *et al.*, 1999). Calow (1993) presentó un resumen de los protocolos de bioensayos de germinación de semilla y de elongación de raíz con diferentes especies de plantas, siendo comparables al protocolo usado en este estudio.

La sensibilidad de las especies vegetales a los metales pesados varía considerablemente a través de reinos y familias, siendo las plantas vasculares ligeramente más tolerantes (Rosa *et al.*, 1999). Las diferentes respuestas de las plantas vasculares a metales pesados pueden ser atribuidas a factores genéticos y fisiológicos (Calow, 1993).

En este sentido, Lerda (1992) encontró que el Pb reduce el crecimiento radicular y la frecuencia de células mitóticas y el incremento de la frecuencia de células aberrantes en *A. cepa*. La intensidad del efecto está en función de la concentración del Pb. Pal y Nandi (1990) y Liu *et al.* (1995) evaluaron por ejemplo, el efecto citológico del Hg en las raíces de bulbos de *A. cepa*.

Todas las plantas absorben metales del suelo donde se encuentran pero en distinto grado, dependiendo de la especie vegetal, y de las características y contenido en metales del suelo. Las plantas pueden adoptar distintas estrategias frente a la presencia de metales en su entorno (Baker, 1981; Barceló *et al.*, 2003). Unas basan su resistencia a los metales con la estrategia de una eficiente exclusión del metal, restringiendo su transporte a la parte aérea. Otras acumulan el metal en la parte aérea en una forma no tóxica para la planta. La exclusión es más característica de especies sensibles y tolerantes a los metales, y la acumulación es más común de especies que aparecen siempre en suelos contaminados.

Algunas plantas son capaces de acumular cantidades excesivas de metales pesados, y se les conoce con el término "hiperacumuladoras" que fue introducido primero por Brooks y colaboradores (1977), refiriéndose originalmente a las plantas que adquirieron una concentración excesiva del níquel (1000 mg/g) sobre una base del peso seco. El

concepto fue ampliado más adelante a otros elementos tales como cadmio, cobalto, cobre, plomo, selenio y zinc.

Las plantas hiperacumuladoras generalmente tienen poca biomasa debido a que ellas utilizan más energía en los mecanismos necesarios para adaptarse a las altas concentraciones de metal en sus tejidos (Kabata-Pendias, 2000). La capacidad de las plantas para bioacumular metales y otros posibles contaminantes varía según la especie vegetal y la naturaleza de los contaminantes. Estas diferencias en la absorción de metales, pueden ser atribuidas precisamente a la capacidad de retención del metal en cuestión, por el suelo de cultivo y a la interacción planta-raíz-metal y al metabolismo vegetal propio (Vig *et al.*, 2003).

De acuerdo con la estrategia de acumulación de Baker (1981), las plantas hiperacumuladoras pueden superar en 100 ó más veces los valores normales de metales acumulados. Estas plantas son especies muy tolerantes a uno o más metales pesados y a menudo su distribución está restringida a suelos ricos en un amplio rango de concentraciones de metales, pues no son competitivas en zonas no contaminadas. La hiperacumulación ha evolucionado en más de 400 especies de plantas repartidas en 45 familias botánicas, siendo la familia *Brassicaceae* una de las que cuenta con más géneros de este tipo; familia que se encuentra distribuida por todo el mundo, predominando en Nueva Caledonia, Cuba y la región Mediterránea, entre otros lugares (Baker *et al.*, 2000).

Existen varias hipótesis de cómo se pueden adaptar las especies a la hiperacumulación, pero la más actual es su función en la protección de la planta contra el estrés biótico causado por patógenos y herbívoros. Esta propuesta es muy atractiva para explicar la razón de ser de las plantas hiperacumuladoras y difiere de la defensa química natural existente en todas las plantas, basada en la síntesis de productos orgánicos procedentes del metabolismo secundario (Llugany *et al.*, 2007). Este tipo de protección requiere ciertas condiciones: la primera es que el metal sea más tóxico para el patógeno o herbívoro que para la planta; la segunda, que el metal impida la virulencia del patógeno o herbívoro y finalmente, la tercera, que el metal incremente la resistencia de la planta frente al factor causante del estrés biótico.

La fitorremediación aplicada a suelos contaminados con elementos o compuestos inorgánicos, incluye básicamente, tres mecanismos los que se muestran en la figura 1: fitoextracción o fitoacumulación, la fitoestabilización y la fitovolatilización (Singh *et al.*, 2003, Prasad y Freitas 2003).

## RELACIÓN METAL-PLANTA

Algunos metales como el Ni por ejemplo, que puede llegar a ser menos adsorbido en suelos, puede ser

fácilmente adsorbido por las plantas y ser ligeramente tóxico para las mismas, siendo un elemento móvil en los tejidos de las plantas, se acumulan preferiblemente en las hojas y en las semillas (Moral *et al.*, 1994; Corinne *et al.*, 2006).

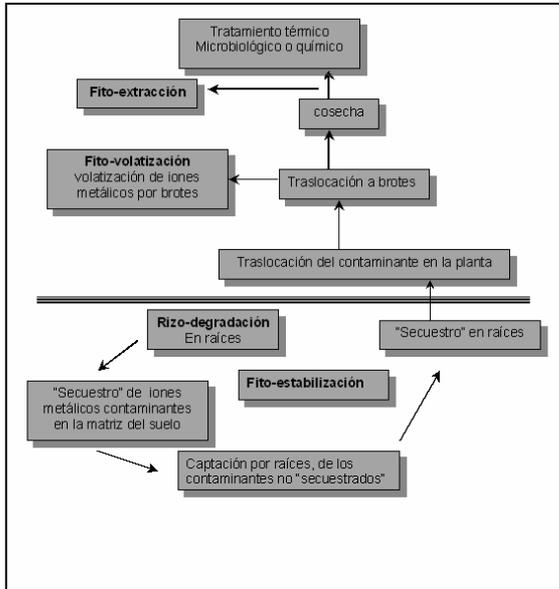


Figura 1. Esquema general de la descontaminación de iones metálicos en un proceso natural de fitorremediación (Singh *et al.*, 2003).

Algunos cultivos como el de maíz, cuando crece en un suelo de típicamente arcilloso, tienen una capacidad asimilativa más alta que para el límite de absorción de Cd, Ni, Pb y de Cu que en otros suelos y que marcan la diferencia también con otros cultivos (Mahdy, *et al.*, 2007). Algunas de las características que influyen la biodisponibilidad del Ni a las plantas, incluyen el pH, y el contenido de la materia orgánica, de arcilla y de óxidos-hidróxidos. (Weng *et al.*, 2003, 2004).

Según lo reportado por varios autores, el plomo puede causar diversos daños en las plantas y en diferentes grados de acumulación (Kabata-Pendias, 2000; Rodríguez, *et al.*, 2006). En algunas especies, la acumulación de plomo, a medida que se aumenta las dosis en el suelo hasta niveles menores a 1000mg de Pb por Kg<sup>-1</sup> de suelo, tiende a incrementarse rápidamente en los órganos de la planta que éstas no lo toleran y mueren. Los mecanismos de fitotoxicidad de Pb están relacionadas, afirman algunos autores, con la permeabilidad de la membrana celular, reacciones de grupos sulfidrilos (-SH) con cationes y afinidad para reaccionar con grupos fosfatos (Rodríguez, *et al.*, 2006).

En algunas plantas el Pb es capaz de acumularse principalmente en las raíces siendo mínima su presencia en otras partes u órganos de los cultivos (Kabata-Pendias, 2000); aunque algunos otros autores han reportado trazas de este elemento incluso en granos como los de cebada (López, *et al.*, 2005). De manera similar su disponibilidad para las plantas está en función del pH del suelo.

En la figura 2 se puede apreciar un esquema donde se muestra el porcentaje de metales que puede ser absorbido por el suelo dependiendo del pH. La mayoría de los metales tienden a estar más disponibles a pH ácido, excepto el As, Mo, Se y Cr, los cuales tienden a estar más disponibles a pH alcalino (Kabata-Pendias, 2000). El pH es un parámetro importante para definir la movilidad del catión, debido a que en medios de pH moderadamente alto se produce la precipitación como hidróxidos. En medios muy alcalinos, pueden nuevamente pasar a la solución como hidroxocomplejos. Por otra parte, algunos metales pueden estar en la disolución del suelo como aniones solubles. Tal es el caso de los siguientes metales: Se (Selenato y/o Selenito), V (Vanadato), As (Arseniato y/o Arsenito), Cr (Cromatos).

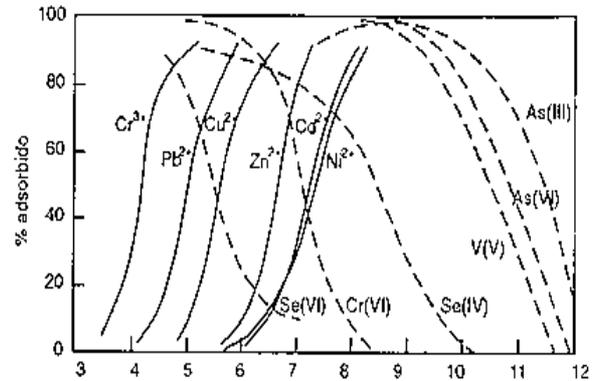


Figura 2. Influencia del pH sobre la adsorción de algunos metales, a diferentes pH (Kabata-Pendias, 2000).

La adsorción de los metales pesados está fuertemente condicionada por el pH del suelo (y por tanto, también su solubilidad).

Otros metales como el cadmio (Cd) y el zinc (Zn), se pueden absorber en mayor grado en plantas como rábanos y zanahorias, en las hojas de los rábanos se llegan a acumular mayores contenidos del metal, provocando en la hojas un marchitamiento y disminución en la longitud de sus raíces y de la biomasa, para zanahorias se reporta en igual grado acortamiento en raíces y acumulación mayor en las mismas del metal (Intawongse *et Dean*, 2006).

La figura 3 muestra una representación de diferentes grados de bioacumulación de metales en planta verdes y hongos (Kabata-Pendias, 2000). Estos autores plantean una clasificación para la bioacumulación desde ligera hasta muy intensa.

Algunos autores señalan que la biodisponibilidad de algunos metales presentes en el suelo, para las plantas, tienen mayores niveles de absorción. Por ejemplo la absorción del Mn disponible en suelos por parte de las plantas es mayor que para el Zn, seguidos en orden por el Cd, el Cu y por ultimo y menos biodisponible, para pasar la barrera suelo-raíz-planta, el Pb (ver figura 4).

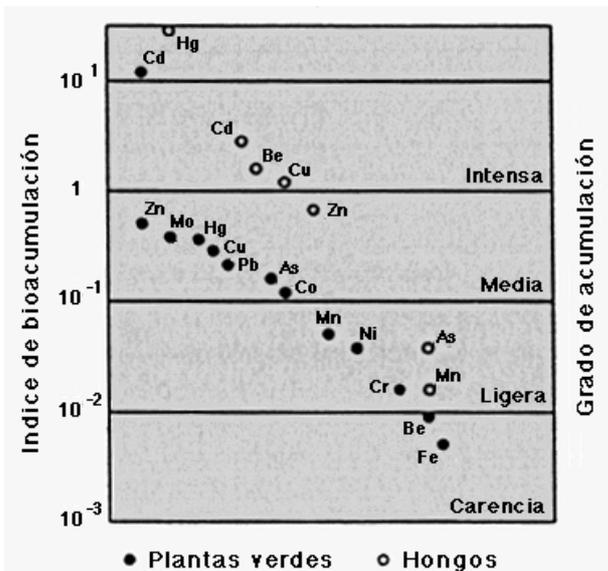


Figura 3. Índices de bioacumulación (IBA) de diversos elementos traza en plantas verdes y hongos. El IBA fue calculado como la relación de elementos traza contenidos en plantas y hongos, respecto a la concentración en los suelos (Kabata-Pendias, 2000).

Esta biodisponibilidad va asociada a la concentración de cada uno de estos metales en el suelo y al tipo de planta, pero en general se muestra la tendencia de estos metales presentes en suelo a bioacumularse en plantas (Sauerbeck, 1991; Intawongse y Dean, 2006).

También se reporta que en lugares donde se ha regado con aguas residuales y a consecuencia de la acumulación de metales por estos usos en suelos, ha llegado a acumularse en plantas como maíz, trigo y alfalfa, metales pesados como cadmio, níquel y plomo en las mismas, principalmente en tejido foliar, en hojas de la alfalfa e incluso en granos de trigo (Lucho *et al.*, 2005a,b).

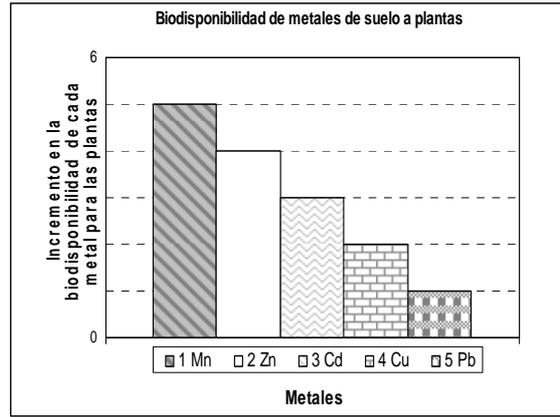


Figura 4. Representación esquemática de la biodisponibilidad de metales presentes en el suelo para plantas.

En otros estudios realizados, la contaminación por metales provenientes del uso de estas agua, en el caso de los vegetales, estuvo por debajo del límite máximo permitido; sin embargo, si tales aguas residuales se utilizan continuamente para la irrigación en largos plazos para las cosechas de vegetales, pueden llegar a tener un aumento en la contaminación metálica más allá del límite permitido máximo (Malla. *et al.*, 2007).

El manganeso (Mn) disponible en algunos suelos es capaz de sustituir a elementos esenciales para las plantas como son el caso de Calcio (Ca) y magnesio (Mg), (Kabata-Pendias, 2000). En estudios realizados en plantas de rábano y espinacas, se observó la tendencia del Mn a acumularse en las hojas de rábano y un alto contenido en las hojas de espinacas y menos concentraciones en raíces de ambas plantas (Intawongse *et Dean*. 2006). Por lo que se puede ver, la tendencia de este metal a pesar que puede ser un metal en menor grado absorbido por los suelos, es más fácilmente absorbido por las plantas y tiene mayor movilidad para llegar a las diferentes partes u órganos de la planta causando daños en las mismas.

### EFEECTO DE LOS METALES Y SU RELACIÓN CON LA AGRICULTURA Y LA SALUD HUMANA

El término calidad del agua se refiere al grado de salubridad y pureza de ésta para el consumo humano. En muchos países se ha constatado que la actividad agrícola puede afectar la calidad tanto del agua superficial (ríos y lagos) como subterránea (acuíferos). Los contaminantes del agua más importantes, relacionados con la actividad agrícola son los nitratos (NO<sub>3</sub>) y otros agroquímicos (Prieto *et al.*, 2007b; Lucho *et al.*, 2005a).

La EPA ha establecido estándares de seguridad para más de 80 contaminantes que pueden encontrarse en el agua y presentan un riesgo a la salud humana (EPA, 2007).

Estos contaminantes se pueden dividir en dos grupos de acuerdo a los efectos que pudiesen causar: efectos agudos y efectos crónicos. Los efectos agudos ocurren dentro de unas horas o días posteriores al momento en que la persona consume un contaminante. Casi todos los contaminantes pueden tener un efecto agudo si se consume en niveles extraordinariamente altos en el agua potable, en esos casos los contaminantes más probables que causen efectos agudos son las bacterias y virus. La mayoría de los cuerpos de las personas pueden combatir estos contaminantes microbianos de la misma forma que combaten los gérmenes, y típicamente, estos contaminantes agudos no tienen efectos permanentes. Los efectos crónicos ocurren después que las personas consumen un contaminante a niveles sobre los estándares de seguridad de EPA durante muchos años. Entre los ejemplos de efectos crónicos de los contaminantes del agua potable, están el cáncer, problemas del hígado o riñones o dificultades en la reproducción. En la tabla 3 se puede observar los niveles que indica la EPA como efectos crónicos para la salud. El riesgo a la salud por contaminación de metales pesados depende principalmente de su nivel de acumulación en el cuerpo. Los riesgos son mayores si el tiempo de exposición del organismo a dicha contaminación es prolongado.

El arsénico (As) inorgánico bio-disponible produce toxicidad aguda y la ingestión de dosis altas provoca síntomas gastrointestinales, trastornos de las funciones de los sistemas cardiovascular y nervioso y en último término la muerte. La exposición prolongada al arsénico en el agua de bebida tiene una relación causal con un aumento de los riesgos de cáncer de piel, de pulmón, de vejiga y de riñón, así como con otros cambios cutáneos, por ejemplo hiperqueratosis y cambios de pigmentación. Estos efectos se han puesto de manifiesto en numerosos estudios utilizando diferentes diseños. Se han observado relación exposición-respuesta y riesgo alto para cada uno de estos efectos finales. Los efectos se han estudiado más detalladamente en Taiwan, pero también hay un gran número de pruebas de estudios sobre poblaciones en otros países. Se ha notificado un riesgo mayor de cáncer de pulmón y de vejiga y de lesiones cutáneas asociadas con el arsénico en relación con la ingestión de agua de bebida con concentraciones  $>50 \mu\text{g}$  de arsénico/litro (WHO, 1992).

El As es conocido como un agente carcinógeno al que están expuestos numerosos grupos humanos en México y en el resto del mundo y cuya actividad genotóxica ha sido demostrada en grupos de individuos expuestos (Del Razo *et al.*, 1990). El As y sus compuestos se introducen al organismo

principalmente por ingestión, en donde el sistema gastrointestinal absorbe en promedio el 80% del As; esta cantidad es variable según algunas características del compuesto y del individuo (Prieto *et al.*, 2006).

Se considera que el riñón es el órgano más dañado en las poblaciones expuestas a los efectos del cadmio (Cd). Las enfermedades crónicas obstructivas de las vías respiratorias están asociadas a la exposición prolongada e intensa por inhalación. Hay pruebas de que esa exposición al Cd puede contribuir al desarrollo de cáncer del pulmón aunque las observaciones en trabajadores expuestos han sido difíciles de interpretar a causa de la presencia de factores que inducen a confusión (WHO, 1992).

El Cd presente en los alimentos es la principal fuente de exposición para la mayoría de las personas. En la mayoría de las zonas no contaminadas con Cd la ingesta diaria media con los alimentos se encuentran entre 10-40  $\mu\text{g}$ . En zonas contaminadas se ha observado que alcanza varios cientos de  $\mu\text{g}$  al día. En zonas no contaminadas, la absorción debida al consumo de tabaco puede igualar la ingestión de Cd a partir de los alimentos.

Basándose en un modelo biológico, se ha estimado que con una diaria de 140-260  $\mu\text{g}$  de cadmio durante toda la vida, o una ingesta acumulativa de unos 2000 mg o más, se produce en el ser humano una asociación entre la exposición al cadmio y una mayor excreción de proteínas de bajo peso molecular en la orina (WHO, 1992).

Niveles bajos de cromo (Cr) están presentes en el ambiente. Bajo las condiciones normales, la exposición al Cr no representa ningún riesgo toxicológico. Las concentraciones en el agua de río suelen estar en un rango de 1-10  $\mu\text{g/L}$  y no constituyen una amenaza para la salud. La ingesta diaria a través de comida varía considerablemente entre regiones. Valores típicos se extienden 50 a 200  $\mu\text{g/día}$  y no representan tampoco un problema de toxicidad (WHO, 1988).

En forma de cromo (III) es un nutriente esencial y es relativamente no-tóxico para hombre. Sin embargo, el Cr(VI) es un peligro para la salud de los humanos, mayoritariamente para la gente que trabaja en la industria del acero y textil. La gente que fuma tabaco también puede tener un alto grado de exposición al Cr. El Cr(VI) es conocido porque causa varios efectos sobre la salud. Cuando es un compuesto en los productos de la piel, puede causar reacciones alérgicas, como es erupciones cutáneas. Después de ser respirado el Cr(VI) puede causar irritación del nariz y sangrado de la nariz. Otros problemas de salud que son causado por el Cr(VI) son: Erupciones cutáneas, malestar de estómago y úlceras, problemas respiratorios, debilitamiento del sistema inmune, daño en los riñones e hígado, alteración del material genético y cáncer de pulmón (WHO, 1988).

Tabla 3. Efectos crónicos en la salud por exposición de As, Cd, Cr y Pb en agua potable (EPA, 2007).

Elemento	MNMC <sup>1</sup> (mg/L)	NMC <sup>2</sup> o TT <sup>3</sup> (mg/L)	Posibles efectos sobre la salud	Fuentes de contaminación comunes en agua potable
Arsénico	ninguno	0.05	Lesiones en la piel, trastornos circulatorios, alto riesgo de cáncer	Erosión de depósitos naturales, aguas de escorrentías de huertos, aguas con residuos de la fabricación de vidrios y electrónicos.
Cadmio	0.005	0.005	Lesiones renales	Corrosión de tubos galvanizados, erosión de depósitos naturales, efluentes de refinerías de metales, líquidos de escorrentías de baterías usadas y de pinturas.
Cromo (total)	0.10	0.10	Dermatitis alérgica	Efluentes de fábricas de aceros y papel, erosión de depósitos naturales.
Plomo	0.00	Nivel de acción = 0.015	En bebés y niños, retardo en desarrollo físico o mental; podrían sufrir leve déficit de atención y de capacidad de aprendizaje. En adultos trastornos renales e hipertensión	Corrosión de cañerías en el hogar, erosión de depósitos naturales

1. Meta de Nivel Máximo Contaminante (MNMC): Es el nivel de un contaminante en el agua potable por debajo del cual no se conocen o no se esperan riesgos para la salud. Permiten contar con un margen de seguridad y no son objetivos obligatorios de la Salud Pública.
2. Nivel Máximo del Contaminante (NMC): Es el máximo nivel permitido de un contaminante en el agua potable. Los NMC se establecen tan próximos a los MNMC como sea posible, usando la mejor tecnología de tratamiento posible. Los NMC son normas de obligatorio cumplimiento.
3. Técnica de Tratamiento (TT): Proceso obligatorio cuya finalidad es reducir el nivel de contaminante dado en el agua potable.

En el ser humano, el plomo (Pb) puede tener una amplia variedad de efectos biológicos según el nivel y la duración de la exposición. Se han observado efectos en el plano subcelular y efectos en el funcionamiento general del organismo que van desde la inhibición de las enzimas hasta la producción de acusados cambios morfológicos y la muerte. Dichos cambios se producen a dosis muy diferentes; en general, el ser humano que se está desarrollando es más sensible que el adulto. Se ha mostrado que el Pb tiene efectos en muchos procesos bioquímicos; en particular, se han estudiado mucho los efectos en la síntesis del hemo en adultos y niños (Pb-H). Se observan niveles más altos de porfirina eritrocitaria sérica y mayor excreción urinaria de coproporfirina y de ácido delta-aminolevulínico cuando las concentraciones de Pb-H son elevadas.

Con niveles más bajos se observa inhibición de las enzimas dehidratasa del ácido delta-aminolevulínico y reductasa de la dihidrobiopterina (WHO, 1995).

Como resultado de los efectos del plomo en el sistema hematopoyético disminuye la síntesis de hemoglobina y se ha observado anemia en niños a concentraciones de Pb-H superiores a 40 µg/dl (WHO, 1995).

Por razones neurológicas, metabólicas y comportamentales, los niños son más vulnerables a los efectos del plomo que los adultos. (WHO, 1995). Se sabe que el plomo provoca en los tubos proximales del riñón lesiones que se caracterizan por aminoaciduria generalizada, hipofosfatemia con hiperfosfatemia relativa y glucosuria acompañada de cuerpos de inclusión nuclear, modificaciones mitocondriales y citomegalia de las células epiteliales de los tubos proximales. Los efectos tubulares se manifiestan después de una exposición relativamente breve y suelen ser reversibles, mientras que los cambios escleróticos y la fibrosis intersticial, que dan lugar a una disminución de la función renal y a una posible insuficiencia renal, requieren una exposición crónica a niveles elevados de plomo (WHO, 1995).

Los efectos del plomo en la función reproductora masculina se limitan a la morfología y el número de los espermatozoides. En cuanto a la femenina, se han atribuido al plomo algunos efectos adversos en el embarazo (WHO, 1995). El plomo no parece tener efectos nocivos en la piel, en los músculos ni en el sistema inmunitario (WHO, 1995).

Existe amplia investigación sobre el riesgo de los metales pesados en la salud y el medio ambiente en la literatura. Varios autores han mostrado el riesgo de contaminación por metales pesados en el agua (Lee y Moon, 2003; Lucho-Constantino *et al.*, 2005; Mapanda *et al.*, 2005; Montes-Botella y Tenorio, 2003; Ramos *et al.*, 1999; Santos *et al.*, 2002; Smolders *et al.*, 2003; Taboada-Castro *et al.*, 2002; Tahri *et al.*, 2005; Topalián *et al.*, 1999; Yang *et al.*, 1996); en la acumulación de metales pesados en los suelos y sedimentos (Davor, 2003; Fytianos *et al.*, 2001; Ho y Egashira, 2001; Lin, 2002; Lucho-Constantino *et al.*, 2005; Moor *et al.*, 2001; Moral *et al.*, 2002; Ramos-Bello *et al.*, 2001) y en el riesgo potencial para la salud humana debido a la acumulación de metales pesados en las plantas (Fytianos *et al.*, 2001; Ismail *et al.*, 2005; Long *et al.*, 2003; Mapanda *et al.*, 2005; Qi-Tang *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2003; Zhou *et al.*, 2000).

En el Valle del Mezquital, desde hace más de 100 años se ha empleado para riego directo, aguas residuales, a consecuencia de esto se han acumulado en suelos metales pesados. Algunos autores que han analizado las concentraciones de metales pesados, reportan presencia de Cd, Ni, Pb, en agua, suelo y en plantas (Prieto *et al.*, 2007a).

Se reportan estudios donde se analizaron los efectos de diferentes suelos que habían sido sometidos a cargas de riegos con agua-lodo residuales y la influencia de éstos en el crecimiento vegetal y la biodisponibilidad de Ni, Cd y Pb en estos suelos, para saber la cantidad de cada metal en los mismos y la respuesta del límite de metal que pueden extraer los cultivos y que puede llegar a afectarlo (Mahdy *et al.*, 2007).

De la misma forma otros autores reportan estudios similares de riego con aguas residuales que mejoran las características fisicoquímicas de los suelos y estados de nutrientes de suelos, pero resultando en una acumulación negativa de metales en suelos, particularmente zinc, plomo y níquel en suelo de tipo arcilla arenosa y cobre y cadmio en suelo arenoso (Malla *et al.*, 2007).

En el caso de aplicaciones de fertilizantes en general, es común la incorporación de no sólo los nutrientes esenciales a las aguas (N, P y K), sino

también, la presencia de otros oligoelementos de metales pesados, que se incorporan al agua y posterior a los suelos (Perdomo, 2005).

## CONCLUSIONES

Los altos niveles de metales pesados como plomo, níquel, cadmio y manganeso, presentes en suelos y agua negra, utilizada para riego agrícola, radican principalmente, que pueden ser acumulados en estos sistemas de suma importancia para la agricultura. En las últimas dos décadas, surge un particular interés de establecer lineamientos básicos de gestión y manejo ambiental de los cultivos. Resulta de particular interés, el desarrollo y crecimiento de una agricultura sostenible, que a su vez lleve un estricto control del manejo de plagas, producción de semillas certificadas y sobre todo, conservación del recurso suelo.

Las necesidades del desarrollo agrícola han conllevado al uso y aplicaciones de fertilizantes y plaguicidas, controles fitosanitarios y de enfermedades en cultivos. Todo esto, está relacionado con la necesidad de hacer frente al deterioro ambiental que se viene presentando y reconvertir sus procesos de producción e integrando a su misión la protección de los recursos naturales.

Lo anterior se debe a que se ha reportado por diferentes autores el problema que ha venido surgiendo con el abuso de las actividades del hombre sin controles adecuados desde décadas, como lo son las contaminaciones emitidas por las industria, la minería, la fundición y el uso de aguas residuales sin tratamiento previo, para riego agrícola y lo que es peor, la tendencia de los contaminantes en los suelos que tienden a aumentar con todas estas prácticas.

Fundamentalmente la contaminación de suelos y plantas por presencia de metales no esenciales o tóxicos para los cultivos, tiene sus orígenes en las actividades antropogénicas. Todo ello además, asociado al carácter acumulativo y bioacumulativo así como no biodegradable de los mismos.

A consecuencia de estos incrementos de concentraciones de metales en los suelos por prácticas inapropiadas, el aumento de la biodisponibilidad de los mismos para los múltiples cultivos ha estado causando daños, fitotoxicidad y con ello están provocando un riesgo latente para la salud de animales y los hombres.

## REFERENCIAS

- 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.

- APHA. 1995. Standard methods for examination of water and wastewater. APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association), WPCF (Water Pollution Control Federation), Washington D.C., USA.
- Angelova V., Ivanova, R., Delibaltova, V. and Ivanov, K. 2004. Bio-accumulation and distribution of heavy metals in fibre crops (flax, cotton and hemp). *Industrial Crops and Products*, 19: 197–205.
- Arambasic, M.B., Bjelic, S. and Subakov, G. 1995. Acute toxicity of heavy metals (copper, lead, zinc), phenol and sodium on *Allium cepa* L., *Lepidium sativum* L., and *Daphnia magna* St., comparative investigations and the practical applications. *Water Research*, 29:497-503.
- Arkipchuk, V.V., Malinovskaya, M.V. and Garanko, N.N. 2000. Cytogenetic study of organic and inorganic toxic substances on *Allium cepa*, *Lactuca sativa*, and *Hydra attenuata* cells. *Environmental Toxicology*, 15:338-344.
- Baker, A.J.M. 1981. Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal Plant Nutrition*, 3:643-654.
- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R.D. and 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: *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water* (eds. Terry, N. y Bañuelos, G.), pp. 85-107, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- Banat, K. M., Howari, F. and Al-Hamad, A. A. 2005. Heavy Metals in Urban Soils of Central Jordan: Should we Worry about Their Environmental Risks. *Environmental Research*, 97: 258-273.
- Barceló, J. and Poschenrieder, C. 2003. Phytoremediation: principles and perspectives. *Contributions to Science* 2(3): 333-344. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Barone, L.M., Shih, C. and Wasserman, B.P. 1997. Mercury-induced conformational changes and identification of conserved surface loops in plasma membrane aquaporins from higher plants. Topology of PMIP31 from *Beta vulgaris* L. *Journal Biological Chemistry*, 272: 30672-30677.
- Baur. M.E. 2004. Pollution, *Encyclopedia of Physical Science and Technology*, 3rd Edition, Elsevier, Environmental Science Chapter. Environmental, University of California, Los Angeles.
- Brooks, R.R., Lee, J., Reeves, R.D. and Jaffré, T. 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal Geochemical Exploration*, 7: 49-57.
- Burt, R., Wilson, M.A., Keck, T.J., Dougherty, B.D., Strom, D.E. and Lindahl, J.A. 2003. Trace Element Speciation in Selected Smelter-Contaminated Soils in Anaconda and Deer Lodge Valley, Montana, USA. *Advances in Environmental Research*, 8: 51-67.
- Calow, P. 1993. *Handbook of ecotoxicology*. Vol. I. 478 p. Blackwell Science Ltd., London, England.
- Corinne P. Rooney, Fang-Jie Zhao, Steve P. McGrath. 2006. Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, Ni solubility and speciation, *Environmental Pollution* 145: 596-605.
- Chen, Z.S. 1992. Metal contamination of flooded soils, rice plants, and surface waters in Asia. *Biogeochemistry of Trace Metals*, D.C. Adriano (Ed.). Lewis Publishers Inc., Florida, USA.;pp. 85-107.
- Chen, Z.S., D.Y. Lee, C.F. Lin, S.L. Lo, and W. Y.P. 1996. Contamination of rural and urban soils in Taiwan, Boston, London.
- Davor, R. 2003. Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environmental Geology* 43:795 - 805.
- De Jong, F.M.W., and De Haes. H.A.U. 2001. Development of a field bioassay for the side-effects of herbicides on vascular plants using *Brassica napus* and *Poa annua*. *Environmental Toxicology*, 16:397-407.
- Del Razo, L.M., Arellano, M.A. and Cebrián, M.E. 1990. The oxidation states of arsenic in wellwater from a chronic arsenicism area of northern Mexico. *Environmental Pollution*, 64:143-153.
- EPA. 2007. Reporte de calidad del agua potable. Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories EPA 822-R-04-005.
- Freitas, H., Prasad, M.N.V. and Pratas, J. 2004. Heavy Metals in the Plant Community of Sao Domingo an Abandoned Mine in SE Portugal: Possible Applications in Mine Remediation. *Environmental International*, 30: 65-72.

- Fytianos, K., Katsianis, G., Triantafyllou, P. and Zachariadis, G. 2001. Accumulation of Heavy Metals in Vegetables Grown in an Industrial Area in Relation to Soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 67:423.
- García, I. and Dorronsoro, C. 2005. Contaminación por Metales Pesados. En *Tecnología de Suelos*. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. <http://edafologia.ugr.es>.
- García, J. C., Plaza, C., Muñoz, F. and Polo, A. 2000. Evaluation of heavy metals pollution on barley crop by agricultural use of municipal solid waste compost. Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC). Madrid (Spain). 3rd International Symposium on Geotechnics related to the European Environment. Berlin. Germany. On line in: <http://agrobioenmiendas.iespana.es>.
- Han, F.X., Banin, A., Kingery, W.L., Triplett, G.B., Zhou, L.X., Zheng, S. J. and Ding, W.X. 2003. New Approach to Studies of Heavy Metal Redistribution in Soil. *Advances in Environmental Research*, 8: 113-120.
- Harvey, P.J., Campanella, B.F., Castro, P.M.L., Harms, H., Lichtfouse, E., Schäffner, A.R., Smrcek, S. and Werck-Reichhart, D. 2002. Phytoremediation of Polyaromatic Hydrocarbons, Anilines and Phenols. *Environmental Science and Pollution Research* 9: 29-47.
- Hettiarachchi, G.M. and Pierzynski, G.M. 2002. In situ stabilization of soil lead using phosphorus and manganese oxide: Influence of plant growth. *Journal Environmental Quality*, 31:564-573.
- Ho, T.L. and Egashira, K. 2001. Solid-solution ratio on extraction of heavy metals by dilute acids from agricultural soils and river-sediments in Hanoi, Vietnam. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32:643-660.
- Iannacone, J. and Gutiérrez, A. 1999. Ecotoxicidad de los agroquímicos lindano y clorpirifos sobre el nemátodo *Panagrellus*, la microalga *Chlorella* y el ensayo con *Allium*. *Agricultura Técnica (Chile)*, 59:85-95.
- Iannacone, J., Alvarino, L., Caballero, C. and Sánchez, J. 2000. Cuatro ensayos ecotoxicológicos para evaluar lindano y clorpirifos. *Gayana*, 64:139-146.
- Iannacone, O., Alvarino F., L. 2005. Efecto ecotoxicológico de tres metales pesados sobre el crecimiento radicular de cuatro plantas vasculares. *Agricultura Técnica (Chile)* 65(2):198-203.
- Intawongse, M. and Dean. J. 2006. Uptake of heavy metals by vegetable plants grown on contaminated soil and their bioavailability in the human gastrointestinal tract; *Food Additives and Contaminants*, 23: 36-48
- Ismail, B.S., Fariyah, K. and Khairiah, J. 2005. Bioaccumulation of Heavy Metals in Vegetables from Selected Agricultural Areas. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 74:320-327.
- Kabata-Pendias, A. 2000. Trace elements in soils and plants. Third Edition. CRC Press, Inc. Boca Raton. USA. pp. 365, 413.
- Laperche, V., Logan, T.J., Gaddam, P., Traina, S.J. 1997. Effect of apatite amendment on plant uptake of Pb from contaminated soil. *Environmental Science Technology*, 31:2745-2753.
- Lee, S. and Moon, H.S. 2003. Heavy Metals in the Bed and Suspended Sediments of Anyang River, Korea: Implications for Water Quality. *Environmental Geochemistry and Health* 25:433 - 452.
- Lerda, D. 1992. The effect of lead on *Allium cepa* L. *Mutation Research*, 281:89-92.
- Lewis, M.A. 1995. Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: a review. *Environmental Pollution*, 87:319-336.
- Lin, H.T. 1991. A Study on the Establishment of Heavy Metal Tolerance in Soil through the Heavy Metal concentration of crop. Unpub. M.Sc. Thesis., National Chung Hsing University, Taichung, Taiwan.
- Lin, Y.P. 2002. Multivariate geostatistical methods to identify and map spatial variations of soil heavy metals. *Environmental Geology* 42:1-10.
- Liu, D., Zhai, L., Jiang, W. and Wang, W. 1995. Effects of  $Mg^{2+}$ ,  $Co^{2+}$ , and  $Hg^{2+}$  on the nucleus and nucleolus in the root tip cells of *Allium cepa*. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, 55:779-787.

- Long, X.X., Yang, X.E., Ni, W.Z., Ye, Z.Q., He, Z.L., Calvert, D.V. and Stoffella, J.P. 2003. Assessing Zinc Thresholds for Phytotoxicity and Potential Dietary Toxicity in Selected Vegetable Crops. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34:1421-1434.
- López, P., Guzmán, F.A., Santos, E.M., Prieto, F., Román, A.D. 2005. Evaluación de la calidad física de diferentes variedades de cebada (*hordeum sativum jess*) cultivadas en los estados de Hidalgo y Tlaxcala, México. *Revista Chilena de Nutrición*, 32: 247-253.
- Lucho, C.A., Álvarez, M., Beltrán, R.I., Prieto, F. and Poggi, H. 2005a. A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environmental International*, On Line: 0160-4120-D 2004 doi:10.1016/j.envint.2004.08.002.
- Lucho, C.A., Prieto, F., Del Razo, L.M., Rodríguez, R. and Poggi, H. (2005b). Chemical fractionation of boron and heavy metals in soils irrigated with wastewater in central Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108: 57-71.
- Llugany, M., Tolrà, R., Poschrieder, C., Barceló, J. 2007. Hiperacumulación de metales: ¿Una ventaja para la planta y para el hombre?. *Ecosistemas* 16 (2): 4-9.
- Mahdy A. M., Elkhatib, E.A. and Fathi, N.O. 2007. Cadmium, Copper, Nickel, and Lead Availability in Biosolids-amended Alkaline Soils, *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 1: 354-363, 2007.
- Mahler, R.L. 2003. General overview of nutrition for field and container crops. In: Riley, L. E.; Dumroese, R. K.; Landis, T. D. Tech Coords. National Proceeding: Forest and Conservation Nursery Associations. 2003 June 9-12; Coeur d'Alene, ID; and 2003 July 14-17; Springfield, IL. Proc. RMRS-P-33.
- Malla, R., Tanaka, Y. and Mori, K.L. 2007. Short-term effect of Sewage Irrigation on Chemical Build Up in Soils and Vegetables. *The Agricultural Engineering International: The CIGR Ejournal*. Manuscript LW 07 006 Vol. IX, August, 2007.
- Mapanda, F., Mangwayana, E.N., Nyamangara, J. and Giller, K.E. 2005. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. *Agriculture, Ecosystems Environment* 107:151-165.
- Martin, C.W. 2000. Heavy Metals Trends in Floodplain Sediments and Valley Fill. *Catena* 39, 53-68.
- Montes-Botella, C., Tenorio, M.D. 2003. Water Characterization and Seasonal Heavy Metal Distribution in the Odiel River (Huelva, Spain) by Means of Principal Component Analysis. *Archives of Environmental Contamination Toxicology* 45:436.
- Moor, C., Lymberopoulou, T. and Dietrich, V.J. 2001. Determination of Heavy Metals in Soils, Sediments and Geological Materials by ICP-AES and ICP-MS. *Microchimica Acta* 136:123-128.
- Moral, R., Gilkes, R.J. and Moreno-Caselles, J. 2002. A comparison of extractants for heavy metals in contaminated soils from Spain. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33:2781-2791.
- Moral, R., Palacios, G., Gómez, I., Navarro, J. and Mataix, J. 1994. Distribution and accumulation of heavy metals (Cd, Ni and Cr) in tomato plant. *Fresenius Environmental Bulletin*, 3:395-399.
- Pagnanelli, F., Moscardini, E., Giuliano, V. and Toro, L. 2004. Sequential Extraction of Heavy Metals in River Sediments of an Abandoned Pyrite Mining Area: Pollution Detection and Affinity Series. *Environmental Pollution*, 132:189-201.
- Pal, R. and Nandi, S. 1990. Cytological abnormalities induced by mercury water pollutants on *Allium cepa*. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, 45:767-774.
- Perdomo, C. 2005. Calidad de las aguas y su relación con los sistemas agrícolas. *Ingeniería Agrícola*, 15:87-95.
- Pineda, H.R. 2004. Presencia de Hongos Micorrízicos Arbusculares y Contribución de *Glomus Intraradices* en la Absorción y Translocación de Cinc y Cobre en Girasol (*Helianthus Annuus L.*) Crecido en un Suelo Contaminado con Residuos de Mina. Tesis para Obtener el Grado de Doctor en Ciencias Universidad de Colima. Tecoman, Colima.
- Prasad, M.N.V. and Freitas, H.M. 2003. Metal Hyperaccumulation In Plants Biodiversity Prospecting For Phytoremediation Technology. *Electronic Journal of Biotechnology* 6 (3): 285- 321.
- Prieto, F., Báez, A.O. Scoot, W., Gaytán, J. C. and Zúñiga, A. 2006. Acumulación, toxicidad y teratogénesis provocada por presencia de arsénico en

- aguas en el pez cebra (*Danio rerio*). Revista AquaTIC, Revista científica de la Sociedad Española de Acuicultura. 24: 72-85.
- Prieto, F., Lucho, C.A., Poggi, H., Acevedo, O. and Barrado, E. 2007a. Caracterización Físicoquímica y Extracción Secuencial De Metales y Elementos Trazas En Suelos De La Región Actopan-Ixmiquilpan Del Distrito De Riego 03, Valle De Mezquital, Hidalgo, México. Ciencia ErgoSun. 14:69-80.
- Prieto G., F., Martínez P., F.H., Méndez, M.A. and Prieto, M.J. 2007b. Presencia de metales pesados en cultivos de Actopan e Ixmiquilpan, Valle del Mezquital, México, por riego con aguas negras. Revista Latino Americana Recursos Naturales. México 3: 100-111.
- Qi-Tang, W., Z, X., Meng, Q., Gerard, E. and Morel, J.L. 2004. Characterization of cadmium desorption in soils and its relationship to plant uptake and cadmium leaching. Plant and Soil, 258:217-226.
- Ramos, L., Fernández, M.A., González, M.J. and Hernández, L.M. 1999. Heavy Metal Pollution in Water, Sediments, and Earthworms from the Ebro River, Spain. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 63:305.
- Ramos-Bello, R., Cajuste, L.J., Flores-Roman, D. and Garcia-Calderon, N.E. 2001. Heavy metals, salts and sodium in Chinampa soils in Mexico. Agrociencia 35:385-395.
- 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.
- Rodríguez O., J.C., Rodríguez, F.H., Lira R.G., De la Cerda, J.M., Lara M., J.L. 2006. Capacidad de seis especies vegetales para acumular plomo en suelos Contaminados. Revista Fitotecnia Mexicana, 29:239-245.
- Rodríguez-Ortiz, J.C., Valdez-Cepeda, R.D., Lara, J.L., Rodríguez, H., Vázquez, R.E., Magallanes-Quintanar, R., García-Hernández, J.L. 2006. Soil Nitrogen fertilization effects on phytoextraction of Cd and Pb by tobacco (*Nicotiana tabacum* L.). Bioremediation Journal 10: 105-114
- Rooney, C.P., Zhao, F.J. and McGrath, S.P. 2006. Soil factors controlling the expression of copper toxicity to plants in a wide range of European soils. Environmental Toxicology and Chemistry, 25: 726-732.
- Rosa, C.E.V., Sierra, M. and Radetski, C.M. 1999. Use of plant tests in the evaluation of textile effluent toxicity. Ecotoxicology Environmental Research, 2:56-61.
- Santos, A., Alonso, E., Callejón, M. and Jiménez, J.C. 2002. Distribution of Zn, Cd, Pb and Cu Metals in Groundwater of the Guadamar River Basin. Water, Air, Soil Pollution, 134:273-283.
- Sauerbeck, D.R. 1991. Plant, element and soil properties governing uptake and availability of heavy metals derived from sewage sludge. Water, Air Soil Pollution 57/58:227-237.
- Sauquillo, A., Rigol, A. and Rauret, G. 2003. Overview of the use of Leaching Extraction Tests for Risk Assessment of Trace Metals in Contaminated Soils and Sediments. Trends in Analytical Chemistry, 22: 152-159.
- Sauve, S., Henderson, W. and Allen, H.E. 2000. Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. Environmental Science Technology, 34:1125-1131.
- Shanker, K., Mishra, S., Srivastava, S., Srivastava, R., Dass, S., Prakash, S. and Srivastava, M.M. 1996. Study of mercury-selenium (Hg-Se) interactions and their impact on Hg uptake by the radish (*Raphanus sativus*) plant. Food Chemistry Toxicology, 34:883-886.
- Singh, O.V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja R. and Jain, R.K. 2003. Phytoremediation: An Overview of Metallic Ion Decontamination From Soil. Applied Microbiology and Biotechnology. 61: 405-412.
- Smolders, A.J., Lock, R.A., Van der Velde, G., Medina, R.I. and Roelofs, J.G. 2003. Effects of Mining Activities on Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment, and Macroinvertebrates in Different Reaches of the Pilcomayo River, South America. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 44:314.
- Spain, A. 2003. Implications Of Microbial Heavy Metals Tolerance in the Environment. Reviews In Undergraduate Research, 2:1-6.

- Stevens, D.P., McLaughlin, M.J., Heinrich, T., 2003. Determining toxicity of lead and zinc run off in soils: salinity effects on metal partitioning and on phytotoxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22: 3017-3024.
- Taboada-Castro, M.M., Diéguez-Villar, A. and Taboada-Castro, M.T. 2002. Effect of soil use and agricultural practices on heavy metal levels in surface waters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 33:2833.
- Tahri, M., Benyaïch, F. and Bounakhla, M. 2005. Multivariate analysis of heavy metal contents in soils, sediments and water in the region of Meknes (central Morocco). *Environmental Monitoring and Assessment* 102:405-417.
- Topalián, M.L., Castañé, P.M., Rovedatti, M.G. and Salibián, A. 1999. Principal Component Analysis of Dissolved Heavy Metals in Water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 63:484.
- Vig, K., Megharaj, M., Sethunathan, N., Naidu, R. 2003. Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil: a review. *Advances in Environmental Research*, 8: 121-135.
- Walsh, G.E., Weber, D.E., Simon, T.L. and Brashers, L.K. 1991. Toxicity test of effluents with marsh plants in water and sediments. *Environmental Toxicology Chemistry*, 10:517.
- Wang, W. 1991. Literature review on higher plants for toxicity testing. *Water Air Soil Pollution*, 59:381-400.
- Wang, Y. P., and Chao, C.C. 1992. Effects of Vesicular- Arbuscular Mycorrhizae and Heavy Metals on the Growth of Soybean and Phosphate and Heavy Metal Uptake by Soybean in Major Soil Groups of Taiwan. *Journal Agricultural Association China New Series* 157: 6-20.
- Wang, Y.P., Chen, Z.S., Liu, W.S., Wu, T.H., Chaou, C.C., Li, G.C. and Wang, T.T. 1994. Criteria of soil quality- establishment of heavy metal contents in different categories. Final report of four-year project. Project reports of EPA/ROC. Grant No. EPA-83-E3H1-09-02. 54 pp.
- Wang, Q.R., Cui, Y.S., Liu, X.M., Dong, Y.T. and Christie, P. 2003. Soil Contamination and plant Uptake of Heavy Metals Polluted sites in China. *Journal of Environmental Geochemistry and Health* 38:823-838.
- Weng, L.P., Lexmond, T.M., Wolthoorn, A., Temminghoff, E.J.M. and Van Riemsdijk, W.H., 2003. Phytotoxicity and bioavailability of nickel: chemical speciation and bioaccumulation. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22: 2180-2187.
- Weng, L.P., Wolthoorn, A., Lexmond, T.M., Temminghoff, E.J.M. and Van Riemsdijk, W.H., 2004. Understanding the effects of soil characteristics on phytotoxicity and bioavailability of nickel using speciation models. *Environmental Science and Technology* 38, 156-162.
- WHO. 1988. Chromium. *Environmental Health Criteria* 61.
- WHO. 1992. Arsenic and Arsenic Compounds. *Environmental Health Criteria* 224.
- WHO. 1995. Inorganic lead. *Environmental health criteria* 165.
- Yang, W., Yang, L. and Zheng, J. 1996. Effect of metal pollution on the water quality in Taihu Lake. *GeoJournal (Historical Archive)* 40:197 - 200.
- Zhao, F.J., Rooney, C.P., Zhang, H., McGrath, S.P., 2006. Comparison of soil solution speciation and diffusive gradients in thin-films measurement as an indicator of copper bioavailability to plants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25: 733-742.
- Zhou, Z.Y., Fan, Y.P. and Wang, M.J. 2000. Heavy metal contamination in vegetables and their control in china. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 16 - 2:239.

*Submitted June 07, 2008 – Accepted October 06, 2008  
Revised received October 08, 2008*