

FITORREMEDIACIÓN ASISTIDA CON ENMIENDAS Y FITOESTABILIZACIÓN DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

PHYTOREMEDIATION AIDED BY AMENDMENTS AND PHYTOSTABILIZATION OF POTENTIALLY TOXIC ELEMENTS

Carrillo-González R.^{1*}; Perea-Vélez Y.S.¹; González-Chávez M.C.A.¹

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5. Carretera México-Texcoco, Texcoco, Estado de México 56230.

*Autor de correspondencia: crogelio@colpos.mx

RESUMEN

Los procesos naturales, como la remediación natural o la atenuación natural para controlar la contaminación con elementos potencialmente tóxicos (EPT) pueden tomar mucho tiempo (años) para llegar a un estado de equilibrio. En general, los suelos contaminados con EPT presentan limitaciones físicas, químicas y biológicas para el establecimiento y desarrollo de las plantas. En esta situación, la remediación inducida por el hombre reduce el período de su recuperación. Una alternativa para ayudar en este proceso consiste en adicionar enmiendas y reintroducir microorganismos simbióticos benéficos para las plantas. A esta alternativa se le conoce como fitorremediación asistida o inducida. En este trabajo se resumen las prácticas de manejo de enmiendas que pueden tener alto impacto positivo en la fitorremediación.

Palabras clave: alternativas de remediación, residuos de minas.

ABSTRACT

Natural processes, such as natural remediation or natural attenuation to control contamination with potentially toxic elements (PTE), can take very long time (years) to achieve a state of equilibrium. In general, soils polluted with PTE have physical, chemical and biological limitations for establishment and development of plants. However, man aided remediation reduces the soil recuperation period. An alternative to help in this process consists in adding amendments and reintroducing symbiotic microorganisms that are beneficial for plants. This alternative is known as aided phytoremediation or induced phytoremediation. In this study, amendments management practices with possible high positive impact on phytoremediation are summarized.

Keywords: remediation alternatives, mine residues.

INTRODUCCIÓN

Inmovilización de EPT

Las técnicas de estabilización incluyen el uso de enmiendas que inmovilizan EPT, las cuales se clasifican como alternativas suaves o gentiles. La estabilización de EPT se logra mediante la aplicación de enmiendas al suelo o a los residuos con altas concentraciones de estos contaminantes. Enmienda se refiere a la incorporación de materiales que intervienen en los procesos fisicoquímicos de los EPT en el suelo. La técnica también se conoce como inmovilización *in situ* de EPT, inactivación de EPT o estabilización agronómica. Las enmiendas pueden adsorber, precipitar, modificar la especiación (forma química del contaminante) y formar complejos con los EPT (Adriano *et al.*, 2004). También alteran sus propiedades físicas y químicas, por lo que disminuyen la transferencia de EPT a niveles tróficos superiores (Vangronsveld y Cunningham, 1998). En varios casos, el manejo previo de enmiendas en suelos contaminados permite el establecimiento de una cubierta vegetal (Vangronsveld *et al.*, 2009), por lo que puede asociarse a la fitoestabilización.

Uso de enmiendas para estabilizar EPT

La estabilización química de EPT a través de enmiendas se ha considerado como una alternativa viable y económica para la remediación de suelos o sustratos contaminados con EPT. Ésta tiene la ventaja de que se puede aplicar tanto *in situ* como *ex situ* (Galende *et al.*, 2014). Su objetivo es reducir la disponibilidad y movilidad de los EPT en el suelo o sustrato contaminado. En el caso de los residuos de mina, la adición de enmiendas permite hacer un precondicionamiento del residuo al bajar su toxicidad y mejorar sus propiedades físicas y químicas, para posteriormente introducir plantas (Córdova *et al.*, 2011). Las enmiendas también aceleran los procesos de inmovilización que incluyen: sorción, precipitación, complejación y reacciones redox (Houben *et al.*, 2012). Sin embargo, también se puede incrementar la solubilidad de algunos componentes tóxicos (Hernández-Soriano y Jiménez-López, 2012), por lo que antes de su aplicación a larga escala es necesario realizar pruebas piloto con evaluación a través del tiempo. Entre las enmiendas que más se han investigado están los fosfatos (Adriano *et al.*, 2004), calcita, dolomita, cenizas (Ulmanu *et al.*, 2007), arcillas, óxidos (Komárek *et al.*, 2013), hidróxidos y zeolitas (Vangronsveld *et al.*, 2009), entre otras. La adición de materiales orgánicos también se ha analizado como enmiendas útiles en la estabilización de EPT, como el caso de estiércol, compost, vermicompost (Park *et al.*, 2011; Carrillo-González *et al.*, 2014) y biochar (Beesley *et al.*, 2011; González-Chávez *et al.* 2016). De igual manera, la combinación de enmiendas solas o con inoculación de microorganismos benéficos han sido analizadas por diversos investigadores (González-Chávez *et al.*, 2013; Perea-Vélez *et al.*, 2015; González-Chávez *et al.*, 2016; Cuellar-Sánchez 2016). Los estudios que se lleven a cabo con enmiendas deben considerar el tiempo de estabilización, así como dirigir la atención a efectos de largo plazo o programas piloto en condiciones de campo. Para la selección de una enmienda se debe considerar que el proceso de adsorción puede ser reversible (González-Chávez *et al.*, 2016) y que, aun si los EPT se precipitan o adsorben, existe la posibilidad de que se disuelvan o liberen nuevamente. Esto va a depender de las condiciones físicas, químicas y biológicas prevalecientes en el suelo contaminado y

la enmienda adicionada. Vangronsveld *et al.* (2009) recomiendan que la evaluación de enmiendas incluya un tratamiento testigo y un suelo no contaminado para evitar efectos colaterales, como la inmovilización de elementos nutritivos. La enmienda debe producirse abundantemente y no tener problemas de adquisición en la zona donde se pretende aplicar, además de tener bajo costo (Adriano *et al.*, 2004). Para que ésta y otras alternativas puedan adoptarse en campo, fuerte conocimiento teórico, observado en el laboratorio o invernadero, debe demostrarse en el campo bajo programas a gran escala y ganar aceptación en cuanto a regulaciones legales. En una evaluación adecuada de la efectividad de la fitoestabilización y enmiendas, además de vigilar la concentración de EPT en planta, es recomendable incluir organismos de varios niveles tróficos, así como el monitoreo del aumento de la biodiversidad como parámetro de la inmovilización de EPT (Vangronsveld *et al.*, 2009). Durante los últimos años se ha propuesto una diversidad de enmiendas para la estabilización *in situ* de EPT (Lee *et al.*, 2009). El Cuadro 1 lista algunas de las enmiendas que se recomiendan y que han tenido éxito en la estabilización de Al, As, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Ni y Zn. Las que comúnmente se usan incluyen compuestos fosfatados, carbonatos, óxidos de Fe y Mn, diversos materiales orgánicos (Cuadro 2) y aluminosilicatos. En el Cuadro 2 se observa que el uso de enmiendas se ha probado para adsorber EPT en soluciones conteniendo estos contaminantes, por lo que podría sugerirse como biosorbente para la limpieza de aguas contaminadas. De igual forma se muestran estudios exitosos en suelos artificialmente contaminados con EPT pero, sin

duda, los resultados más prometedores son los obtenidos con suelos contaminados y con residuos de mina, pues representan problemas reales y muchas veces con más de un EPT, como contaminante. Los cuadros muestran que aparentemente se tiene amplia gama de materiales que pueden usarse para reducir la disponibilidad de EPT. Sin embargo, es necesario hacer pruebas de su efecto en los materiales a estabilizar, y considerar siempre abatir costos y tiempos de respuesta. Es importante resaltar que los resultados obtenidos después de la aplicación de una enmienda dependen de las propiedades del suelo, sustrato o residuo de mina y de la capacidad de adsorción de la enmienda (Barbafieri *et al.*, 2013; Houben *et al.*, 2012). En algunos casos se ha reportado mayor disponibilidad de algunos elementos después de la adición de dichas enmiendas (González-Chávez *et al.*, 2016; Hernández-Soriano y Jiménez-López 2012, Zhang y Zhang 2010).

No se puede estandarizar y generalizar el proceso de estabilización química de EPT a través de enmiendas,

dado que este proceso depende de las condiciones ambientales, así como de las propiedades, tanto del suelo como de la enmienda. A continuación se listan algunas recomendaciones para la elección de enmiendas.

- ▲ Evaluar y comparar precios de las enmiendas con la duración de su efectividad (Barbafieri *et al.*, 2013).
- ▲ La enmienda debe inmovilizar rápidamente EPT después de su aplicación sin necesidad de tratamientos adicionales (Miller y Miller, 2007).
- ▲ Evitar que el material ocasione amplias fluctuaciones de pH y la movilización de uno o más EPT (Kumpiene *et al.*, 2008).
- ▲ Considerar el efecto sinérgico que algunos EPT de carga opuesta pueden tener. Dicho efecto puede aumentar la capacidad de retención de los materiales (Kumpiene *et al.*, 2008).

Cuadro 1. Enmiendas propuestas para la inmovilización *in situ* de EPT (modificado de EPA, 2007).

Contaminante	Enmiendas	Observación
Al	Materia orgánica y P, yeso mineral u otra fuente de Ca altamente soluble	A pH ≤ 5.5 es tóxico. Bajo contenido de P aumenta la toxicidad. Alto contenido de Ca disminuye la toxicidad
As	Materia orgánica, óxidos de Fe, Mn y Al; sulfatos de Fe con CaO, Fe ⁰ , goetita con sulfato de Fe(II), nanopartículas de Fe ⁰ , materiales arcillosos como limonita y bentonita	A pH ≥ 8 es tóxico. El P en alta concentraciones solubiliza el As
CrO ₄ ²⁻	Reductores como: materia orgánica y biosólidos	A pH ≥ 8 , CrO ₄ ²⁻ es tóxico. Esto debido a que la adición de materiales alcalinos promueve la oxidación del Cr(III) a Cr(VI). Por lo que se recomienda acidificar el suelo a pH <6.5
Cu	Carbonatos, fosfatos, materia orgánica y materiales adsorbentes como la paligorsquita	A pH ≤ 5.5 , Cu es más tóxico y móvil. Bajo contenido de materia orgánica causa toxicidad. Se recomienda ajustar pH a 6-7
Pb	Hidroxiapatita, roca fosfórica, sales de fosfatos, fosfato de diamonio, ácido fosfórico. Compuestos alcalinos como Ca(OH) ₂ , CaCO ₃ , CaO, cenizas, biosólidos, compost, yeso y fosfoyeso, óxidos de Fe y Mn (en caso de presencia de As)	Bajo contenido de P aumenta la toxicidad del Pb. Se sugiere aumentar pH entre 6 y 8. Si hay presencia de As elevar pH entre 5.5-6
Mo	Añadir Cu	A pH ≥ 8 , Mo es más tóxico. Se recomienda ajustar pH ente 5.5-6.5. Bajo contenido de Cu promueve toxicidad de Mo.
Ni	P, materia orgánica y materiales adsorbentes	A pH ≤ 5.5 , Ni es más tóxico. Se sugiere incrementar pH entre 7-8. Bajo contenido de P es más tóxico
Zn	Materia orgánica, óxidos de Fe y Mn, arcillas como: paligorquita, sepolita	A pH ≤ 5.5 Zn es más tóxico. En bajo contenido de P, el Zn es más tóxico. Incrementar pH entre 7-8.

**Cuadro 2.** Enmiendas orgánicas para la inmovilización de EPT (modificado de Park *et al.* 2011).

Enmienda	Sistema	Observaciones
SOLUCIONES ACUOSAS CON		
Fibra de coco tratada con peróxido de hidrógeno	Ni y Zn	Adsorción de EPT
Carbón activado de fibra de coco (tamaño de partícula entre 250 y 500 μm)	Cd	Adsorción de Cd a pH 5
Rastrojo de soya tratado con ácido cítrico	Cu	Adsorción de Cu, mayor cuando el pH de la solución aumentó de 2 a 6
Fibras de cáñamo	Pb, Cd y Zn	Adsorción de EPT
Cáscara de coco molida	Cd	Adsorción de Cd (285.7 mg g^{-1})
Residuos de semilla de olivo	Pb, Ni, Cd	Adsorción máxima de Cd, Pb, Ni, y Cu fue 68.8, 44.7, 36.3 y 31.9 mmol kg^{-1} , respectivamente
Carbón activado	Cu y Pb	La adsorción de Cu^{2+} varió de 44 a 95 mmol kg^{-1} y de 20 a 44 mmol kg^{-1} para Pb
Cáscara de café y residuos de pulpa, vermicompost y estiércol vacuno	Pb	Vermicompost y estiércol vacuno remueven 98% del Pb en la solución. El Pb precipita, formando óxidos de Pb (PbO) y PbFe
AGUAS RESIDUALES		
Vermicompost	Aguas contaminadas con Zn	Menor disponibilidad de Zn
SUELOS ARTIFICIALMENTE CONTAMINADOS		
	Contaminante	
Biosólidos, inóculante microbiano	As, Cr y Zn	Reducción en la absorción de EPT en <i>Jatropha curcas</i> , cuando sólo se adicionó biosólidos y en combinación con el inóculante
Compost	Cd	Disminución 70% de Cd intercambiable
Compost de estiércol de aves	Cd	Hubo cambio de la fracción de Cd soluble e intercambiable (47.8%) a Cd unido a la fracción orgánica (69.8%). Disminuyó la absorción de Cd en plantas de <i>Brassica chinensis</i> L. (de 56% a 63%) en comparación con el tratamiento testigo
SUELOS CONTAMINADOS		
Compost	Suelos agrícolas contaminados con Pb	Menor disponibilidad de Pb por aumento del pH del suelo
Abonos orgánicos	Suelos contaminados con Mn, Cr y Ni	Menor absorción de Mn, Cr y Ni en plantas de arroz
Biosólidos	Suelos contaminados con Cu y Cr	Reducción de la disponibilidad de Cu y de Cr(VI)
Lodos de biosólidos municipales, desechos forestales, ceniza de madera, pulpa de papel, compost	Suelos urbanos contaminados con Zn, Pb y Cd	Disminución de la acidez y concentración extractable de Zn (con $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$). Restauración de cubierta vegetal
RESIDUOS DE MINA		
	Contaminante	
Cenizas, biosólidos	Cd, Pb y Zn	Reducción de la concentración de Cd, Pb y Zn en la solución del suelo y la fracción extractable con NH_4NO_3
Biochar de residuos de poda de huertos (3%), biochar de estiércol (1.5%), pellets de árboles de abeto	Cd y Pb	Biochar de estiércol redujo la absorción de Cd y Pb en plantas de <i>Anthyllis vulneraria</i> , <i>Noccaea rotundifolium</i> . Biochar de residuos de huerto disminuyó la absorción de Cd en plantas de <i>Anthyllis vulneraria</i> , <i>Noccaea rotundifolium</i> y <i>Poa alpina</i>
Lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales, compost de residuos sólidos urbanos, compost de residuos de jardín	Cu, Pb y Zn	Reducción de la concentración extractable (con CaCl_2 , 0.01M) de Cu, Zn y Pb

Cuadro 2. Enmiendas orgánicas para la inmovilización de EPT (continuación).

Enmienda	Sistema	Observaciones
Bonote de coco (20%), compost de residuos verdes y corteza de madera (10%)	Pb, Cu y Zn	Menor disponibilidad de Cu, Pb, y Zn. Mayor biomasa en comparación con el suelo no enmendado
Desperdicios de jardinería, abono derivado de residuos sólidos urbanos	As, Cu y Pb	Menor absorción de EPT en plantas de <i>Agrostis capillaris</i> a través de la unión de éstos elementos con la materia orgánica
Compost de olivo y estiércol de vaca, biochar producido a partir de residuos de huertos (10%)	Cd, Pb y Zn	Biochar redujo la concentración de Cd, Pb y Zn después de 4 semanas de incubación. Mayor germinación de <i>Lolium perenne</i> (de 16% a 37%) en comparación con el tratamiento testigo. Reducción de la toxicidad en <i>Vibrio fischeri</i> con el tratamiento compost y carbón (5% v/v)
SUELOS CONTAMINADOS CON RESIDUOS DEL RECICLAJE DE BATERÍAS DE AUTOMÓVIL		
	Contaminante	
Vermicompost, vermicompost+aserrín	Pb, Cu y sulfatos	Siete especies forestales se establecieron y lograron supervivencia de entre 80 - 100% (Ruiz-Olivares <i>et al.</i> , 2016)
Vermicompost+aserrín+hongos arbusculares	Pb, Cu y sulfatos	Se redujo la concentración extractable de Pb. La inoculación el hongo micorrízico <i>Acaulospora</i> sp., disminuyó en más de tres veces la concentración Pb en la parte aérea (Cuellar-Sánchez <i>et al.</i> , 2016).

▲ Tomar en cuenta el efecto antagónico, la aplicación de una enmienda puede reducir la biodisponibilidad de un EPT, pero aumentar la de otro EPT (EPA, 2007; Kumpiene *et al.*, 2008). Por ejemplo, si se tiene un suelo contaminado con Pb y As, una solución es la aplicación de P, lo cual permitiría reducir la biodisponibilidad del Pb. No obstante, esto ocasionaría aumentar la solubilidad del As. En este caso, la elección de la enmienda depende de los EPT y el riesgo que cada uno representa (EPA, 2007).

▲ Es posible aplicar la combinación de dos enmiendas. Por ejemplo, Beesley *et al.* (2014) mostraron que la adición de biochar con compost (10% v/v) puede reducir la toxicidad de Pb, Cd y Zn. Asimismo, se aumentó el porcentaje de germinación de *Lolium perenne*.

Además de la inmovilización de EPT, las enmiendas pueden modificar propiedades químicas del suelo como pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, y físicas, tales como retención de humedad, densidad aparente del suelo e incluso color (EPA, 2007).

Estudios más recientes se relacionan con el uso de enmiendas para remediar sitios contaminados con residuos del reciclaje de baterías de automóviles, los cua-

les contienen elevadas concentraciones de Pb y Cu, así como de sales. Los resultados muestran que el uso de vermicompost y aserrín, solos o con inoculación con hongos micorrízico arbusculares, resulta en una enmienda orgánica muy eficiente para el crecimiento de plantas de interés forestal o bioenergético (Ruiz-Olivares 2016 y Cuellar Sánchez 2016). Cuellar-Sánchez (2016) demostró que el uso de vermicompost disminuyó tres veces la concentración extractable de Pb en el suelo. La concentración inicial fue 6,246 mg kg⁻¹ y a los 15 meses de establecidas plantas de *Ricinus communis* la concentración rizosférica (en el área radical) fue 2,837 mg kg⁻¹. Ruiz-Olivares (2016) estudió el uso de dos enmiendas (vermicompost solo y en mezcla con aserrín) en el establecimiento de siete especies arbóreas en un suelo contaminado con residuo de baterías de automóvil con altas concentraciones de Pb, Cu y sulfatos. Todas las especies vegetales fueron capaces de sobrevivir y se establecieron exitosamente a pesar de las hostiles condiciones tóxicas del Pb en el suelo contaminado y la salinidad. *Acacia farnesiana* y *Casuarina equisetifolia* fueron las especies con mejor respuesta, considerando su supervivencia, grado de crecimiento y acumulación de EPT en la parte aérea. En general, la mezcla de vermicompost con aserrín se comportó mejor que el vermicompost solo.

CONCLUSIÓN

La fitorremediación asistida con enmiendas y microorganismos ha demostrado ser efectiva en suelos contaminados con EPT. No obstante, es necesario estudiar a detalle las condiciones físicas y químicas del suelo a tratar, así como la presencia de EPT en específico para determinar qué enmienda se puede aplicar para obtener los mejores resultados de fitoestabilización en cuanto a concentración de EPT estabilizada y su estabilidad en el tiempo.

LITERATURA CITADA

- Adriano D.C., Wenzel W.W., Vangronsveld J., Bolan N.S. 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma* 122: 121-142.
- Barbafieri M., Japenga J., Romkens P., Petruzzelli G., Pedron F. 2013. Protocols for applying phytotechnologies in metal-contaminated soils. *In: D. K. Gupta (ed). Plant-based Remediation Processes. Soil Biology* 35. Springer. New York. pp. 19-38.
- Beesley L., Moreno-Jiménez E., Gomez-Eyles J.L., Harris E., Robinson B., Sizmur T. 2011. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution* 159: 3269-3282.
- Beesley L., Inneh O.S., Norton G. J., Moreno-Jimenez E., Pardo T., Clemente R., Dawson J.J.C. 2014. Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and toxicity of metals and arsenic in a naturally contaminated mine soil. *Environmental Pollution* 186: 195-202.
- Carrillo-González R., Maldonado-Torres A., González-Chávez M.C.A., Cruz Díaz J. 2014. Estabilización de elementos potencialmente tóxicos en residuos de mina por aplicación de roca fosfórica y vermicompost. *Ciencia en la frontera: Revista de ciencia y tecnología de la UACJ* 12: 15-26.
- Córdova S., Neaman A., González I., Ginocchio R., Fine P. 2011. The effect of lime and compost amendments on the potential for the revegetation of metal-polluted, acidic soils. *Geoderma* 166: 135-144.
- Cuellar-Sánchez A. 2016. Fitorremediación de suelos contaminados con plomo mediante el uso de *Ricinus communis* y hongos micorrízico arbusculares. Tesis de doctorado. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, México.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2007. The use of soil amendments for remediation, revitalization and reuse EPA 542-R-07-013. U. S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio.
- Galende M. A., Becerril J. M., Gómez-Sagasti M. T., Barrutia O., Epelde L., Garbisu C., Hernández A. 2014. Chemical stabilization of metal-contaminated mine soil: early short-term soil-amendment interactions and their effects on biological and chemical parameters. *Water Air and Soil Pollution* 225:1863.
- González-Chávez M.C., Carrillo-González R. 2013. Tolerance of *Chrysanthemum maximum* to heavy metals: the potential for its use in the revegetation of tailings heaps. *Journal of Environmental Sciences* 25:367-375.
- González-Chávez M.C.A., Carrillo-González R., Hernández-Godínez M.I., Evangelista-Lozano S. 2016. *Jatropha curcas* and assisted phytoremediation of a mine tailing with biochar and a mycorrhizal fungus. *International Journal of Phytoremediation* doi.org/10.1080/15226514.2016.1207602.
- Hernandez-Soriano M. C., Jimenez-Lopez J. C. 2012. Effect of soil water content and organic matter addition on the speciation and bioavailability of heavy metals. *Environmental Science* 423: 55-61.
- Houben D., Pircar J., Sonnet P. 2012. Heavy metal immobilization by cost-effective amendments in a contaminated soil: effects on metal leaching and phytoavailability. *Journal of Geochemical Exploration* 123: 87-94.
- Komárek M., Vaněk A., Ettler V. 2013. Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides: A review. *Environmental Pollution* 172, 9-22.
- Kumpiene J., Lagerkvist A., Maurice C. 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments-a review. *Waste Management* 28: 215-225.
- Lee S.H.; Lee J.S., Choi Y.J., Kim J.G. 2009. In situ stabilization of cadmium, lead and zinc-contaminated soil using various amendments. *Chemosphere* 77: 1069-1075.
- Miller J.R., Miller S.M.O. 2007. Contaminated rivers a geomorphological-geochemical approach to site assessment and remediation. Springer. Netherlands. pp. 327-350.
- Park J.H., Bolan N. 2013. Lead immobilization and bioavailability in microbial and root interface. *Journal of Hazardous Materials* 261: 777-783.
- Perea-Vélez Y.S., Carrillo-González R., Solís-Domínguez F.A., González-Chávez M.C.A. 2015. Fitorremediación de un residuo de mina asistida con enmiendas y bacterias promotoras de crecimiento. *Revista Latinoamericana de Biotecnología Ambiental y Algal* 6: 31-49.
- Ruiz-Olivares A. 2016. Esquema de fitorremediación de un sitio contaminado con residuos de baterías de automóvil. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, México.
- Ulmanu M., Mats T., Anger I., Gament E., Olanescus G., Predescue C., Sohaci M. 2007. The remedial treatment of soil polluted with heavy metals using fly ash. *UPB. Science Bulletin, Series B* 69: 109-116.
- Vangronsveld J.C.H.M., Cunningham S.D., Lepp N.W., Mench M. 1998. Physico-chemical aspects and efficiency of trace elements immobilization by soil amendments. *In: Vangronsveld J., Cunningham S. D. (Eds), Metal-contaminated soils: In situ Inactivation and Phytoremediation. R.G. Landes Co., Georgetown, TX, pp. 151-182.*
- Vangronsveld J., Herzog R., Weyens N., Boulet J., Adriaensen K., Ruttens A., Thewys T., Vassilev A., Meers E., Nehnevajova E., van der Lelie D., Mench M. 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Sciences and Pollution Research* 16 765-794.
- Zhang M., Zhang H. 2010. Co-transport of dissolved organic matter and heavy metals in soils induced by excessive phosphorus applications. *Journal of Environmental Science* 22: 598-606.