

Evaluación del compost elaborado a partir de lodos con alto contenido de sulfato de aluminio

Amalia Panizza-de-León^{1,2*}, Alejandro Aldama-Ojeda²,
Alicia Chacalo-Hilu², Mabel Vaca-Mier², Jaime Grabinsky-Steider²,
Ciro Márquez-Herrera¹ y Carmen Durán-de-Bazúa¹

¹ Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), México

² Universidad Autónoma Metropolitana – Azcapotzalco (UAM-A)

Recibido 12 Mayo 2008, Revisado 13 Julio 2008, Aceptado 17 Julio 2008

Assessment of the compost elaborated from sludge with aluminum sulphate

Abstract

This paper evaluates the compost produced by four mixtures with different urban residues: sludge with aluminum sulphate, pineapple rind, and green wastes. The objective was to investigate if the final product (compost) derived from the mixtures could be used as a soil amendment. The experimental design was a factorial 2x2, with two replicates. Transformations were observed in physical and chemical parameters: pH, C/N ratio and percentage of aluminum. Biodegradation was observed in the mixtures and it increased aluminum concentration in the compost. Later, seeds of lettuce (*Lactuca sativa*) were seeded on the produced compost and the aluminum concentrations were determined within the plants after 35 days of growth. Aluminum concentrations in the dry matter (d.m.) of the plants of lettuce ranged from 1.9 to 4.8 mg Al/ g d.m. The primary conclusion of this study suggests that the compost obtained from sludge mixed with aluminum sulphate cannot be used as a soil amendment because the aluminum is accumulated in the plants.

Keywords: Sludge, compost, aluminium sulphate, soils.

Resumen

En esta investigación se realizaron 4 mezclas con diferentes concentraciones de residuos urbanos (lodos con sulfato de aluminio provenientes de la potabilización del agua, cáscara de piña y residuos de jardinería) con el objetivo de conocer si el producto final, derivado de las mismas (compost), se podría utilizar como acondicionador de suelos de uso agrícola. El diseño de experimento fue factorial 2x2, con dos réplicas. Se observaron transformaciones físico-químicas (pH, relación C/N y porcentaje de aluminio) que indicaron que existió una biodegradación de las mezclas y un incremento en la concentración del aluminio en el producto final (compost). Posteriormente, se sembraron semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) sobre el compost producido y se determinó la concentración de aluminio en el interior de las plantas luego de 35 días de crecimiento. Se hallaron concentraciones de aluminio en la materia seca de las plantas de lechuga de 1.9 a 4.8 mg Al/ g m.s. Se concluyó que el producto final obtenido de mezclas a base de lodos con sulfato de aluminio no se puede utilizar como acondicionador de suelos porque el aluminio se acumula en las plantas.

Palabras clave: Lodos, compost, aluminio, suelos.

Introducción

El proceso de potabilización del agua emplea diferentes dosis de sulfato de aluminio que dependen del contenido de sólidos que el agua presenta al ingresar a la planta potabilizadora. Como consecuencia de esta aplicación se genera

una importante cantidad de residuos semisólidos, genéricamente conocidos como lodos ricos en aluminio. En México se estimó una producción de lodos del orden de 338.6 L/s para el año 2003 (Panizza, 2006).

Los lodos con sulfato de aluminio se caracterizan por presentar entre 0.1 a 27.0% de sólidos totales,

* Autor para correspondencia

E-mail: amalia.panizza@gmail.com, Tel.-fax: +52 (55) 56225300 al 04.

de 4.0 a 40.0% de aluminio y valores de pH entre 5.5 y 8.0 (AWWA, 1991; Ritcher, 2001 y Panizza, 2006). Estos residuos pueden contribuir de manera importante a la contaminación de los suelos, por lo cual es necesario tratarlos (NOM-004-SEMARNAT-2002).

Una de las alternativas propuestas para el tratamiento de los lodos es la biodegradación aerobia en donde microorganismos, principalmente bacterias, actinomicetos y hongos, degradan la materia orgánica. El producto final que se obtiene del proceso se denomina compost y se utiliza como acondicionador de suelos.

Durante mucho tiempo el aluminio fue considerado no tóxico y, en especial, inocuo para los seres humanos; sin embargo, se ha demostrado que puede producir efectos adversos en plantas, animales acuáticos y seres humanos, cuando se libera al ambiente (Becaria et al., 2002, Nesse et al., 2003, Osinska et al., 2004, Farina et al., 2005, Fenwick et al., 2005, y Gupta et al., 2005).

Las concentraciones a las cuales el aluminio genera efectos adversos en los seres vivos dependen del tipo de ser vivo, de la biodisponibilidad del metal y del tiempo de exposición al mismo. En México, la NOM-127-SSA1-1994 establece un límite máximo de aluminio en el agua potable de 0.2 mg/L considerando que niveles más elevados pueden afectar la salud humana.

Esta investigación se realizó con el objetivo de evaluar las características del compost producido a partir de residuos urbanos tales como: lodos provenientes de la potabilización del agua con 24.4% de Al en base seca, cáscara de piña y residuos de jardinería (hojarasca y madera triturada). Por otro lado, se evaluó la aptitud como acondicionador de suelos agrícolas que tendría el compost. Para comprobar esto se sembraron ejemplares de *Lactuca sativa* (lechuga) sobre el compost previamente generado y se cuantificó el contenido de aluminio en los tejidos vegetales. Los resultados obtenidos no son extrapolables a otros residuos, ya que tendrán una composición diferente a los utilizados en esta investigación. Sin embargo la metodología utilizada podrá ser una referencia para evaluar compost producidos con residuos ricos en metales y que se quieran incorporar a los suelos agrícolas.

Material y métodos

La investigación se realizó en las instalaciones del Programa de Ingeniería Química Ambiental y de Química Ambiental (PIQAYQA) de la Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Se utilizaron 8 reactores de plástico de 0.39×0.35×0.29 m. Los lodos fueron mezclados con otros residuos urbanos (co-sustratos) que se encontraron fácilmente en una planta de compost. La cáscara de piña representa a los residuos del mercado ambulante, la hojarasca y la viruta de cedro a los residuos de jardinería.

Con el objeto de brindarle condiciones adecuadas de degradación a los microorganismos, se buscó tener más de 18% de O₂ y una relación carbono total/nitrógeno total (C/N) mayor de 30-35 en los tratamientos propuestos.

Se realizó un experimento factorial 2×2 con dos repeticiones. Los tratamientos o mezclas iniciales se definieron de la siguiente forma: lodos altos con hojas (LaH), lodos altos con piña (LaP), lodos bajo con hojas (LbH), lodos bajo con piña (LbP). El diseño de experimento consideró los siguientes factores: a) lodos con sulfato de aluminio; al nivel alto (1 kg) y al nivel bajo (0.5 kg) y b) co-sustratos; al nivel hojas (1 kg) y al nivel piñas (1 kg). La viruta de cedro se utilizó como agente abultante para evitar la compactación de las mezclas, a razón de 2 kg por cada tratamiento. Las variables respuesta consideradas fueron: relación carbono total /nitrógeno total (relación C/N), valor de pH y concentración de aluminio en base seca de las mezclas.

Para determinar si el contenido de aluminio en el producto final, es decir el compost, era asimilado por las plantas, se utilizó un diseño experimental con un factor, 5 niveles y 3 repeticiones. Se mezcló el compost de cada reactor con 50% de tierra. Se colocaron 65 g de cada sustrato en macetas de 6×6×6 cm con 5 semillas de lechuga (*Lactuca sativa*). Las macetas fueron regadas con agua de diferente pH (4.2 y 7.0). La variable de respuesta medida fue el contenido de aluminio en la materia seca de las plantas de lechuga.

La semilla de lechuga utilizada fue Black Seeded Simpson (lote 25ww483XBME) con una pureza de

Tabla 1. Programas de microondas utilizados en la digestión de muestras donde se determinó el contenido de aluminio.

Características	Programa 1	Programa 2
Potencia (%)	80	10
“P-band”	20	20
d°C/dt	10	10
Temperatura (°C)	220	100
Tiempo (min)	30	20

Tabla 2. Caracterización físico-química de los materiales utilizados.

Material	Humedad (%)		Sólidos totales (%)		Sólidos volátiles (%)		Aluminio (% de m.s.)		Relación C/N	
	media	d.s.	media	d.s.	media	d.s.	media	d.s.	media	d.s.
Viruta de cedro	48.8	1.9	51.2	1.9	89	4.5	0.0	0.0	38.2	3.1
Lodos	92.9	0.6	7.1	0.6	37.2	2.7	24.4	2.2	8.4	5.8
Cáscara de piña	89.8	0.3	10.2	0.3	90.8	2.9	0.0	0.0	49.0	1.3
Hojas	37.2	7.9	62.8	7.9	87.3	1.7	0.0	0.0	53.8	3.8

d.s.; desviación estándar, m.s.; materia seca.

99.85%, con 0.00% de inertes y con un porcentaje de germinación de 90%, producida por Lone Star Seed Co. Inc., 119 W. La Chapelle Street, San Antonio, TX, 78204-1944 USA.

Las determinaciones se realizaron de la siguiente manera.

a) El porcentaje de humedad y sólidos totales: en un horno marca Felisa a 103-105°C durante toda la noche según procedimientos en APHA, AWWA, WPCF (1992).

b) El porcentaje de cenizas: en una mufla marca Linderberg SB a 550±50°C durante 1 hora según directivas de la APHA, AWWA, WPCF (1992).

c) Los valores de pH: se determinaron con un potenciómetro marca Orión, modelo 720a conforme la NMX-AA-25-1984.

d) El porcentaje de N y C total: con un analizador elemental Carlo Erba modelo EA/NA1110.

e) El contenido de aluminio en el lodo y el compost se determinó por espectrofotometría inducida con plasma, en un equipo Perkin-Elmer Optima 4300 DV Optical Emission Spectrometer. Previamente, las muestras se digirieron con agua regia en un horno de microondas marca Berghof modelo MWS-1, conforme a las sugerencias del método 3052 de la EPA (1996); los programas de microondas utilizados se presentan en la Tabla 1.

f) El contenido de aluminio en las plantas se determinó con el mismo equipo que se menciona en

el ítem e), previa digestión con agua regia en horno de microondas.

El experimento se instaló en un cuarto a temperatura controlada (23±5°C) con aireación manual cada 48–72 h durante 87 días. Posteriormente las muestras se trasladaron a un lugar con temperatura atmosférica hasta el día 121 y finalmente se cernieron. En el proceso no se presentaron lixiviados.

Resultados

En la caracterización de los lodos se obtuvieron 92.9% de agua, 7.1% de sólidos totales, de los cuales 37.2% son sólidos volátiles y 24.4% es aluminio en materia seca (m.s.); por otra parte, el valor de pH fue de 6.4. En la Tabla 2, se puede apreciar la caracterización físico-química de todos los materiales utilizados.

En la Tabla 3 se presentan los valores de pH, el porcentaje de aluminio (m.s.) y relación C/N al inicio (día 1) y al final (día 121) para cada uno de los tratamientos analizados. En la misma tabla se podrán observar los parámetros estadísticos que se mencionarán posteriormente.

Las medias del contenido de aluminio porcentual determinado en las muestras se presentan en la Figura 1, se puede observar que en todos los casos el contenido de aluminio al final del proceso (día

Tabla 3. Valores de las variables fisico-químicas y parámetros estadísticos de cada tratamiento al inicio y al final del periodo de estudio.

<u>Inicio (día 1):</u>						
	pH		Aluminio (% m.s.)		Relación C/N	
	media	d.s.	media	d.s.	media	d.s.
LaH: lodos alto hojas	6.8	0.1	2.9	0.2	39.7	0.8
LbH: lodos bajo hojas	6.7	0.0	1.0	0.1	40.9	0.9
LaP: lodos alto piñas	6.5	0.2	2.7	0.3	36.3	0.5
LbP: lodos bajo piñas	6.4	0.2	1.4	0.1	37.6	0.4

<u>Final (día 121):</u>						
	pH		Aluminio (% m.s.)		Relación C/N	
	media	d.s.	media	d.s.	media	d.s.
LaH: lodos alto hojas	7.9	0.1	4.1	0.6	14.3	1.9
LbH: lodos bajo hojas	8.2	0.1	2.8	0.2	17.3	2.2
LaP: lodos alto piñas	7.6	0.0	3.8	1.3	10.5	0.1
LbP: lodos bajo piñas	7.7	0.0	4.2	0.2	14.0	3.3

<u>Parámetros estadísticos:</u>			
	pH	Aluminio (% m.s.)	Relación C/N
<i>t-Student</i>	-15.4	-4.16	15.4
Valor de p	1.2×10^{-6}	4.3×10^{-3}	1.2×10^{-6}
Conclusión	Rechazar hipótesis nula	Rechazar hipótesis nula	Rechazar hipótesis nula

d.s.: desviación estándar, p: probabilidad, m.s.: materia seca.

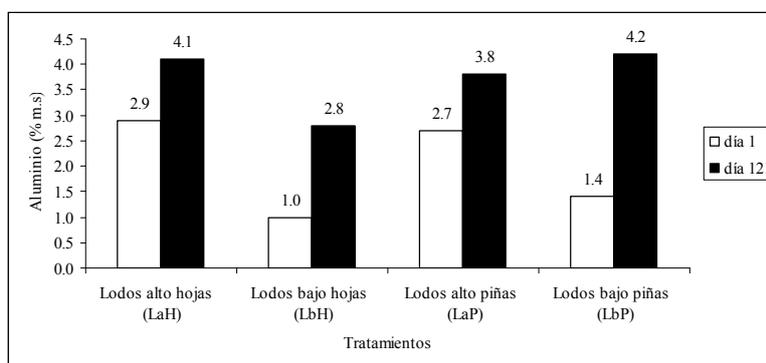


Figura 1. Medias del contenido de aluminio al inicio y al final del proceso para cada uno de los tratamientos aplicados.

121) fue superior que al comienzo del mismo (día 1). El contenido de aluminio en porcentaje de la materia seca se incrementó 1.4, 2.8, 1.4 y 3.0 veces con relación al contenido inicial para los tratamientos LaH, LbH, LaP y LbP, respectivamente.

Las medias del contenido de aluminio de las lechugas para cada una de las mezclas expresadas como mg Al/g m.s., luego de 35 días de crecimiento sobre el sustrato contaminado, se observan en la Tabla 4. Las plantas de lechuga que crecieron sobre el sustrato que contenía lodos

Tabla 4. Medias y desviación estándar (d.s.) del contenido de aluminio presente en los tejidos de lechuga para cada sustrato utilizado después de 35 días de crecimiento sobre los mismos.

Tratamiento	mg Al/g m.s.	
	media	d.s.
100% tierra	0.0 ^a	0.0
50% tierra y 50% LbP (lodos bajo piña)	1.9 ^b	1.3
50% tierra y 50% LaP (lodos alto piña)	2.3 ^b	0.4
50% tierra y 50% LaH (lodos alto hojas)	3.8 ^c	0.8
50% tierra y 50% LbH (lodos bajo hojas)	4.8 ^c	1.5

^{a, b, c} diferencias significativas ($\alpha = 0.05$) entre las medias

presentaron concentraciones de aluminio superiores a las que crecieron sobre 100% de tierra negra.

Discusión

La caracterización de los lodos con alto contenido de aluminio coincide con los valores reportados por AWWA (1991), Portella et al. (2003) y Richter (2001), confirmando que es un lodo típico con un contenido de aluminio de 24.4 %.

Los lodos y la cáscara de piña fueron los materiales con mayor contenido de humedad a diferencia de la viruta de cedro y las hojas. Los residuos de origen vegetal (viruta de cedro, cáscara de piña y hojas) aportan el mayor porcentaje de sólidos volátiles y altas relaciones C/N en comparación con los lodos, siendo los principales insumos de los microorganismos que llevarán adelante el proceso (Tabla 2).

La relación C/N de las mezclas realizadas se ubican dentro de los valores razonables (25-50) para comenzar el proceso de biodegradación, así como los valores de pH (6.0-8.5) conforme a lo que mencionan Tchobanoglus et al., (1993) y Rynk et al., (1992).

Se observó una transformación de las mezclas, analizando los resultados obtenidos el día 1 y el día 121 de cada tratamiento con una prueba de *t-Student* con muestras pareadas para las variables: pH, porcentaje de Al en m.s. y la relación C/N. Las hipótesis formuladas fueron que la diferencia entre las medias (μ_D) del día 1 y del día 121 era igual a cero ($H_0: \mu_D = 0$) y diferente de cero ($H_1: \mu_D \neq 0$). Se concluyó que existieron diferencias significativas ($\alpha=0.01$) entre las variables de estudio dado que se rechazaron las hipótesis nulas (H_0) (Tabla 3). Los

análisis estadísticos permitieron confirmar que existió una transformación físico-química de las mezclas a lo largo del proceso. Esto demuestra que los lodos con alto contenido de aluminio pueden ser sometidos a un proceso de biodegradación aerobia si se combinan con otros residuos como lo son las hojas, cáscara de piña o viruta de cedro y que existen microorganismos que pueden crecer en presencia de las concentraciones de aluminio mencionadas en la Tabla 3.

Conforme a lo esperado, la relación C/N disminuye hacia el final del proceso en todos los tratamientos debido al consumo de estos elementos por parte de la población microbiana, ubicándose en 10.5 para LaP, 14.0 para LbP, 14.3 para LaH, y 17.3 para LbH. Según Buckman y Brady, (1991) una relación C/N aceptable para un material que se utilizará como acondicionador de suelo o fertilizante es de entre 10:1 y 12:1. El tratamiento LaP cumplió con este requisito, mientras que los otros se encuentran ligeramente por encima de los valores mencionados en la literatura.

Los valores de pH se incrementaron hacia el final del proceso (Tabla 3). Se puede observar que los tratamientos con co-sustrato de hojas presentaron los mayores valores de pH; 7.9 y 8.2 (LaH y LbH respectivamente), mientras los tratamientos con piña presentaron valores de pH ligeramente inferiores: 7.6 y 7.7 (LaP y LbP respectivamente). Esto podría sugerir que el co-sustrato piña facilita la actividad microbiana, produciendo más ácidos. Sin embargo, todos los tratamientos se encuentran dentro del intervalo de valores esperado y reportado en la literatura (Rynk et al., 1992).

El contenido de aluminio se incrementó con respecto al contenido inicial de las muestras. El

análisis de varianza para explicar la variabilidad en la cantidad de aluminio (mg Al/kg m.s.) indica que al inicio del proceso los dos factores son significativos, si bien en los lodos en una proporción mayor que en los co-sustratos ($F^*=77.40$, $p = 0.0009$ y $F^*=24.50$, $p = 0.0078$ para lodos y co-sustratos, respectivamente).

El incremento en el porcentaje de aluminio de la materia seca se debe a que ésta disminuyó por acción de la actividad microbiana, mientras que el aluminio total permaneció constante. Finalmente, los tratamientos con un nivel alto de lodos presentan medias de 2.9 y 2.7% de aluminio en base seca, mientras que los tratamientos con bajo contenido de lodos terminan el proceso de biodegradación con medias de 1.0 y 1.4% de aluminio, diferentes significativamente ($\alpha=0.05$) de las primeras. No se encontró en la literatura información sobre la biodegradación de lodos con sulfato de aluminio, que permitan comparar el contenido de aluminio en el producto final (compost); sin embargo, sería lo esperado, ya que el aluminio no es biodegradable.

Cuando las plantas crecieron sobre el sustrato que contenían lodos, se detectó aluminio en el interior de los tejidos vegetales del orden de 1.9 a 4.8 mg Al/g m.s.; las plantas que crecieron sobre los sustratos que contenían piña, presentaron menores contenido de aluminio en sus tejidos (LbP=1.9% de Al y LaP=2.3% de Al), mientras que las plantas que crecieron sobre los tratamientos con hojas presentaron un contenido de aluminio en sus tejidos superior a las primeras y diferente significativamente (LaH=3.8% de Al y LbH=4.8% de Al; véase Tabla 4).

Estos resultados sugieren que el tratamiento que contenía piña como co-sustrato en el proceso de biodegradación libera menor cantidad de aluminio que ingresa a las plantas, posiblemente en esos tratamientos el aluminio formó complejos más estables y quedó menos disponible, quizás porque el aluminio se encuentra realizando el enlace entre el ácido húmico y el fosfato como menciona Cheng et al. (2004).

Por otro lado la presencia de las concentraciones de aluminio en el interior de las plantas de lechuga (*Lactuca sativa*) indicaría que se cuenta con una especie vegetal acumuladora de este metal (>0.2%

de Al), coincidiendo con los reportado por Mossor (2001) y Weatherford et al. (1997).

Conclusiones

Durante el proceso de biodegradación aerobia se modificaron las condiciones físico-químicas de las mezclas utilizadas; disminuyó la relación C/N, y se incrementaron los valores de pH y el porcentaje de aluminio en base seca. El aluminio presente en el producto final de la biodegradación ingresó a la materia seca de las plantas después de 35 días de crecimiento de las plantas sobre diferentes tratamientos (compost-tierra). Esto sugiere que el producto obtenido al final a partir de residuos de potabilización (lodos con sulfato de aluminio) y otros residuos urbanos (cáscara de piña y residuos de jardinería) no es apto para ser utilizado como acondicionador de suelos agrícolas, porque algunas plantas pueden absorber el aluminio que queda retenido en los tejidos vegetales, lo cual representa un riesgo para la salud humana y animal.

Agradecimientos

El Proyecto PAPIIT (IN 103403 2003-2005) financió parte de estas investigaciones y otorgó una beca de maestría por un año. Al MC Abelardo González Aragón por realizar gestiones para conseguir los lodos de potabilización. A la MC Marisela Bernal González y a la MC Landy Irene Ramírez Burgos por apoyar en diferentes fases analíticas. Los autores agradecen su apoyo a la Universidad Autónoma Metropolitana y a la Universidad Nacional Autónoma de México.

Bibliografía

- AWWA. 1991. Alum sludge in the aquatic environmental. American Water Works Association Research Foundation: American Water Works Association. Denver, Colorado. EEUU.
- APHA, AWWA, WPCF. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. 17ª Ed. Ediciones Díaz Santos, S.A. Madrid. España.
- Becaria, A., Campbell, A. y Bondy, S.C. 2002. Aluminium as a toxicant. Toxicology and Industrial Health, 18:309-320.
- Buckman, H. y Brady, N. 1991. Naturaleza y propiedades de los suelos. 4a. reimpresión. Ed. Limusa. México D.F. México.
- Cheng, W.P., Chi, F.H. y Yu, R.F. 2004. Effect of phosphate on removal of humic substances by aluminium sulfate

- coagulant. *Journal of Colloid Interface Science*, 272:153-157.
- EPA. 1996. MÉTODO 3052. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Organismos para la Protección del Medio Ambiente. Washington, D.C. EEUU.
- Farina, M., Rotta, L.N., Soares, F.A., Jardim, F., Jacques, R., Souza, D.O. y Rocha, J.B. 2005. Hematological changes in rats chronically exposed to oral aluminium. *Toxicology*, 209:29-37.
- Fenwick, S., Roberts, E.A., Mahesh, B.S. y Roberts, N.B. 2005. In end-stage renal failure, does infection lead to elevated plasma aluminium and neurotoxicity? Implications for monitoring. *Annals of Clinical Biochemistry*, 42:149-152.
- Gupta, V.B., Anitha, S., Hegde, M.L., Zecca, L. Garruto, R.M., Ravid, R., Shankar, S.K., Stein, R., Shanmugavelu, P. y Jannatha-Rao, K.S. 2005. Aluminum in Alzheimer's disease: Are we still at a crossroad?. *Cellular and Molecular Life Science*, 62:143-58.
- Mossor, T. 2001. Effect of aluminium on plant growth and metabolism. *Acta Biochimica Polonica*, 48:673-686.
- Nesse, A., Garbossa, G., Pérez, G., Vitorri, D. y Pregi, N. 2003. Aluminio: ¿Culpable o Inocente?. *Química Viva*, 2:10-15.
- NOM-004-SEMARNAT-2002. Protección Ambiental-Lodos y Biosólidos - Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Norma Oficial Mexicana. SEMARNAT. México.
- NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Norma Oficial Mexicana. Secretaría de Salud. México.
- NMX-AA-25-1984. Protección al ambiente - Contaminación del suelo - Residuos sólidos municipales - Determinación del pH método potenciométrico. Norma Mexicana. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. México.
- Osinka, E., Kanonuk, D. y Kusiak, A. 2004. Aluminium hemotoxicity mechanisms. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska (Medicina)*, 59:411-416.
- Panizza, A. 2006. Evaluación de dos alternativas de tratamiento para lodos con sulfato de aluminio provenientes de la potabilización del agua. Tesis para obtener el grado de Maestra en Ciencias e Ingeniería Ambientales. Universidad Autónoma Metropolitana- Azcapotzalco. México.
- Portella, K.F., Andreoli, C.V., Hoppen, C., Sales, A., y Baron, O. 2003. Caracterização Físico-Química do Lodo da Estação de Tratamento de Água Passaúna. Curitiba. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitaria Ambiental. Joinville. (en http://www.sanepar.com.br/Sanepar/Gecip/Congressos_Seminarios/Lodo_de_agua/Caracterizacao_do_lodo_de ETA.pdf)
- Richter, C. A. (2001). Tratamento de lodos de estações de tratamento de água. Editora Edgard Blücher Ltda. Sao Paulo, Brasil.
- Rynk, R., Van de Kamp, M., Willson, G.B., Singley, M.E., Richard, T.L., Colega, J.J., Gouin, F.R., Laliberty, L., Jr., Kay, D., Murphy, D. W., Hointink, H.A.J., Brinton, W.F. 1992. On-farm Composting Handbook. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Ithaca, Nueva York, EEUU.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A. 1993. Integrated Solid Waste Management. Chapter 14. Biological and chemical conversion technologies. Ed. Mc Graw Hill. Nueva York, EEUU.
- Weatherford, J., Hammond, A. y Ratliff, J. 1997. Investigation of the ability of plants found in western Kentucky to hyperaccumulate lead and aluminum from soils. *Microchemical Journal*, 56:93-102.