

Modificación de algunas fracciones de Ni, Cu, y Zn en el suelo por efecto del uso de materiales residuales anaeróbicos^a

Modification of some Ni, Cu and Zn soil fractions by use of residual anaerobic material

Carmen Rivero¹, José Rafael Sifontes²

⁽¹⁾ Instituto de Edafología, Facultad de Agronomía, UCV. crivert@ewinet.net

⁽²⁾ Departamento de Ingeniería, UFL (USA)

RESUMEN

En la actualidad se producen en el mundo cantidades ingentes de residuos orgánicos los cuales tienen alta potencialidad para uso agrícola; éstos son usualmente utilizados luego de pretratamientos que aseguren su inocuidad, uno de dichos tratamientos es la digestión anaeróbica. En este marco de posibilidad de uso se evaluó el efecto de la aplicación de un material residual generado de la digestión anaeróbica de residuos sólidos orgánicos (MRA) sobre las fracciones hidrosoluble, extraíble con DTPA y extraíble con acetato de amonio presentes en el suelo de los elementos micronutrientes níquel, cobre y zinc. Se trabajó en condiciones de laboratorio y se usaron los primeros 20 cm del perfil de un suelo arenoso. Los tratamientos aplicados fueron los siguientes: SMRA3: Suelo + 3% de MRA; SMRA6: Suelo + 6% de MRA y SC: Suelo Control (sin residuos). La concentración de cada nutriente se determinó por ICP-MASA.

La adición de MRA indujo incrementos significativos ($P < 0,001$) de la concentración de Zn para todas las fracciones y de Cu para la extraíble con DTPA y extraíble con acetato de amonio. En general se indica que las modificaciones detectadas, aun cuando no fueron aditivas. La concentración de los elementos evaluados no se corresponde con las potencialidades de que se suponen para el MRA.

Palabras clave: digestión anaeróbica, hidrosoluble, DTPA, acetato de amonio, nutrientes

ABSTRACT

The effects of using an organic residue originated from anaerobic digestion of an organic solid waste (MRA) on concentrations of hydrosoluble, extractable DTPA and ammonium acetate extractable soil metal fractions: nickel, copper and zinc, were studied in soil. The experiment was done under laboratory conditions, using a 0-20 cm sandy soil. The treatments were: SMRA3: soil + MRA (3%), SMRA6: soil + MRA (6%) and SC: soil only. The concentrations of each metal were determined by ICP-MASS. The addition of MRA produced significant increases ($P < 0.001$) for Zn and Cu extractable with DTPA and ammonium acetate in soil. The results indicated that changes in metal concentrations were not additive, and that these concentrations were not related to the concentrations in the MRA.

Key words: anaerobic digestion, hydrosoluble, DTPA, ammonium acetate, metals fractions

^a Recibido: 17-05-10; Aceptado: 16-02-11

INTRODUCCIÓN

Las diversas actividades antrópicas, desde mediados del siglo pasado, han producido cantidades considerables de materiales residuales, usualmente mezclas heterogéneas de compuestos orgánicos e inorgánicos. Algunos de estos residuos poseen un elevado contenido de carbono orgánico (CO) y de macro y micro elementos y pueden ser biodegradados, esta última consideración llevó a que en el marco de la ECO 92 o Cumbre de la tierra se planteara **el reciclaje** de estos materiales como una de las vías para su disposición, lo cual es bastante difícil en muchos de los casos ((Mohaibes y Heinonen-Tanski, 2004). El volumen de información que se ha producido con miras a determinar los efectos positivos y negativos de la instrumentación de reciclaje es bastante elevado (Costa *et al.*, 1991; Ouédraogo *et al.*, 2001; Meyer *et al.*, 2004, He *et al.*, 2006). El fin fundamental de una buena proporción de la información producida es encontrar la mejor manera de disponer los grandes volúmenes de residuos orgánicos a través de proceso agrícola y lograr de esta manera la reducción de los llamados “pasivos ambientales”.

Los elementos presentes en estos materiales residuales al llegar al suelo se repartirían en diferentes fracciones químicas, como consecuencia de la interacción entre las características del residuo, las del suelo receptor y las del elemento considerado. Entre estas fracciones están aquellas en las cuales estos elementos pasan a disponibilidad inmediata para las plantas, las de disponibilidad a mediano y corto plazo y las que generan su inmovilización más o menos permanentes (Petersen *et al.*, 2003; Alloway y Jackson, 1991; McBride, 1995).

Ahora bien, el uso directo o tratados inadecuadamente, de materiales residuales orgánicos, estiércoles, lodos, biosólidos etc., como fuentes de carbono y nutrientes en el suelo, constituye una fuente potencial de contaminación del ecosistema suelo, por ello se indica el uso de tratamientos previos para asegurar la obtención de materiales que sean ambientalmente eficaces e ino cuos.

Un aspecto importante es la diatriba acerca de las ventajas de los tratamientos aeróbicos y anaeróbicos de materiales residuales, en este sentido es grande el volumen de información que se ha producido con miras a determinar los efectos positivos y negativos de esta práctica (Meyer *et al.*, 2004; Amir *et al.*, 2005), no obstante, en muchos países por necesidades energéticas, se prefiere la digestión anaeróbica debido a que en este caso se produce biogás que es usado para producir electricidad o mover maquinarias y deja un residuo que aún conserva características que permiten su uso desde el punto de vista agrícola; un ejemplo de esto son los planes de expansión de producción de biogás de países como Alemania y Dinamarca (Lusk, 1998), sin embargo no existe hasta el momento una decisión clara acerca de cuál es el camino correcto. Por otra parte, se plantea que es necesario conocer a que compartimiento son desplazados los elementos que son añadidos al suelo a través de los procesos de reciclaje, dado que ello definiría la movilización o no de los mismos así como su disponibilidad para los cultivos (Banjoko y McGrath, 1991). Por otra parte se considera que estos elementos resultan de interés particular dado que pueden actuar como nutrientes y como potencialmente tóxicos y su presencia ha sido señalada en este tipo de materiales.

Este trabajo tuvo como objetivo evaluar el efecto de la aplicación de un material residual proveniente de la digestión anaeróbica de residuos sólidos orgánicos (MRA) de origen urbano, es decir basuras domésticas, sobre las fracciones más disponibles (hidrosoluble, extraíble con DTPA y extraíble con acetato de amonio) para las plantas de los elementos micronutrientes níquel, cobre y zinc.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó en condiciones de laboratorio, en el Laboratorio del Departamento de Suelos de la Universidad de Florida, y se usaron los primeros 20 cm del perfil de un suelo arenoso de amplia distribución en el sur de la Florida (USA). Sus características más resaltantes son: el pH ácido (5,5); bajo contenido de CO ($5,8 \text{ g.kg}^{-1}$) y alto contenido de arena (94%). El suelo fue tratado con MRA, obtenido a partir de basuras domiciliarias tratadas en un reactor cerrado. El reactor es del tipo Batch o discontinuo, consiste de un tanque vertical que es cargado lateralmente con los residuos a ser tratados y que dispone de un sistema de tuberías que permite la recolección del gas producido para su almacenaje. El proceso es mediado por bacterias que crecen en ausencia de oxígeno y consta de dos fases: acidificación y

MATERIALES Y MÉTODOS

y producción de metano. El proceso se conoce como fermentación seca para generar biofertilizantes y biogas. Las principales características del material o biofertilizante obtenido son un contenido de CO de 300 g.kg^{-1} , relación C:N de 18, conductividad eléctrica menor de 2 dS.m^{-1} , pH neutro y una capacidad de intercambio catiónico de $100 \text{ cMolc.kg}^{-1}$. Tanto el suelo como el MRA fueron tamizados a 4 mm. Los tratamientos aplicados fueron los siguientes: **SMRA3**: Suelo + 3% de MRA; **SMRA6**: Suelo + 6% de MRA y **SC**: Suelo Control. Las cantidades de MRA aplicadas se establecieron con base a los contenidos de metales pesados (Rivero y Sifontes, 2005)

Se usó un diseño totalmente aleatorizado con cuatro repeticiones por unidad experimental. El suelo tratado se incubó durante 12 semanas, en envases plásticos de 200mL de capacidad cubiertos con papel osmótico, con un contenido de agua equivalente a 70% de su capacidad de campo. El valor de capacidad de campo, determinado por uso de una curva de secado, fue de 7,5 % por volumen. La pérdida de agua fue repuesta diariamente con base a la diferencia de peso. La concentración de los micro elementos, níquel, cobre y zinc, presentes en las fracciones fue determinada en el suelo de manera previa a la aplicación de los tratamientos (Cuadro 1) y al final del periodo de incubación.

Cuadro 1. Concentración inicial (mg.kg^{-1}) de nutrientes en el suelo y MRA

Fracción	Material	Concentración (mg.kg^{-1})		
		Ni	Cu	Zn
Hidrosolubles	Suelo	0,0044	0,0050	0,1229
	MRA	0,0349	0,0285	0,3763
extraídos con DTPA	Suelo	0,0159	0,0401	0,9334
	MRA	0,1146	1,0860	27,5800
extraídos con AcNH_4	Suelo	0,0215	0,0111	0,4780
	MRA	0,0257	0,0763	0,9787

Las muestras de suelo fueron tratadas con diferentes extractantes de manera de obtener distintas fracciones para cada uno de los elementos evaluados, esto se realizó de acuerdo a lo descrito por Maiz *et al.*, 1997 y Sauv e *et al.*, 1998:

- Fracción 1: extraída con agua desionizada.
- Fracción 2: extraída con DTPA 0,005 M.
- Fracción 3: extraída con Acetato de Amonio (AcNH_4) 1 M.

Se usó una proporción suelo:extractante igual a 1:5. La concentración de cada nutriente se determinó por ICP-MASA. El cuadro 1 muestra las concentraciones iniciales de níquel, cobre y zinc en el suelo y en el MRA en cada una de las fracciones evaluadas. Los resultados se procesaron estadísticamente con el uso del paquete de SAS para PC (SAS, 1999), se realizaron análisis de varianza y pruebas de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos para la fracción extraída en agua desionizada (Cuadro 2) mostraron que la adición de MRA indujo incrementos significativos ($P < 0,001$) de la concentración de los elementos evaluados, cuando se compararon con los niveles iniciales presentes en el suelo, en este caso también se encontró que la dosis de MRA indujo diferencias estadísticas significativas (Cuadro 2). Para la aplicación de la dosis más baja de MRA los incrementos en las concentraciones fueron para el Ni el 350%, para el Cu el 40% y para el Zn el 162%.

Cuadro 2. Concentración (mg.kg⁻¹) de micronutrientes en la fracción hidrosoluble

Tratamiento	Níquel	Cobre	Zinc
SMRA3	0,0135a	0,0196a	0,1988b
SMRA6	0,0244a	0,0133a	0,7742a
CONTROL	0,0086a	0,0065a	0,1252c

Letras iguales en las columnas indican ausencia de significación

La duplicación de la dosis mostró los siguientes incrementos: para el Ni el 600%, para el Cu el 260% y para el Zn el 630%. Estos resultados indican que sería altamente contraproducente alcanzar niveles de aplicación del 6% para el tipo de material evaluado ya que implicaría incrementar en elevadas proporciones las concentraciones de estos elementos en la fracción hidrosoluble, Esto incrementaría el riesgo de absorción de estos elementos por las plantas de traspasar la línea entre elemento y contaminante esto conllevaría a dos riesgos fundamentales: el efecto tóxico inmediato sobre el cultivo y la posibilidad de circulación hacia otros niveles de la cadena trófica lo que incrementa el riesgo de llegada de estos elementos a los humanos. En el caso de alcanzar niveles de riesgo ambiental, una mayor proporción en la fracción hidrosoluble incrementaría la posible movilidad de dichos elementos, tanto en profundidad como colateralmente.

En el caso de la fracción extraída con DTPA (**Cuadro 3**), considerada por algunos como una alta proporción de la unida a la materia orgánica (Boyd y Williams, 2003; Buffa y Ratto, 2005; Daoust et al., 2006), se detectaron efectos estadísticos altamente significativos para dos de los tres elementos evaluados ($P < 0,001$). Los incrementos significativos observados, de manera similar que para la fracción hidrosoluble, estuvieron vinculados a la dosis de MRA aplicada y a los niveles de los elementos en esta fracción en el MRA, especialmente en el caso del Zn. Para la menor dosis los incrementos fueron los siguientes: 440% para Ni; 457 % para Cu y 406% para Zn.

Cuadro 3. Concentración (mg.kg⁻¹) de micronutrientes en la fracción extraída con DTPA

Tratamiento	Níquel	Cobre	Zinc
SMRA3	0,0705a	0,1834a	3,7890b
SMRA6	0,0580a	0,3154a	6,2240a
CONTROL	0,0227a	0,0383b	0,9840c

Letras iguales en las columnas indican ausencia de significación

Cuando se duplicó la dosis MRA aplicada, de 3 a 6% los incrementos fueron: 362 % para Ni; 723% para Cu y 667 % para Zn. Estos resultados indican que el efecto de la dosis de MRA sobre las concentraciones de los elementos es menor que para el caso de la fracción hidrosoluble (**Cuadro 2**).

Los incrementos significativos observados estuvieron vinculados a la dosis de MRA aplicado, lo cual debe ser consecuencia de los niveles de los elementos en esta fracción en el MRA, especialmente en el caso del Zn. Para el Cu se ha señalado un enriquecimiento de esta fracción en suelos que reciben materiales orgánicos (Sims y Kline, 1991).

Las tendencias observadas para los nutrientes presentes en la fracción extraída con acetato de amonio (**Cuadro 4**), considerada como la fracción intercambiable y como un buen predictor de la disponibilidad de los tres elementos evaluados para las plantas (Haq *et al.*, 1980), se describe de la siguiente manera: ausencia de significación para el níquel y un incremento significativo de las concentraciones iniciales en el suelo ($P < 0,001$) en los casos del Cu y el Zn. Tampoco en esta fracción fue posible detectar un efecto aditivo, que resultase significativo, de la cantidad de nutrientes presentes en esta misma fracción en el MRA.

La ausencia de modificaciones importantes en los contenidos de nutrientes, en comparación a los contenidos iniciales el material (aun cuando si sean significativas), de ninguna de las fracciones lleva a pensar que los materiales digeridos anaeróbicamente tienen un comportamiento menos eficiente para liberación de nutrientes que aquel asignado a materiales de origen aeróbico (Hernández *et al.*, 1992).

Cuadro 4. Concentración (mg.kg^{-1}) de micronutrientes en la fracción extraída con acetato de amonio

Tratamiento	Níquel	Cobre	Zinc
SMRA3	0,0142a	0,0112a	0,7726b
SMRA6	0,0140a	0,0156a	0,8948a
CONTROL	0,0058a	0,0016b	0,4000c

Letras iguales en las columnas indican ausencia de significación

En el Cuadro 5 se muestra las relaciones obtenidas entre una y otra fracción por efecto de los tratamientos.

Cuadro 5. Relaciones entre las distintas fracciones

Relaciones	Tratamientos		
	SMR3	SMR6	SC
Cu-H ₂ O/Cu-DTPA	0,11	0,04	0,17
Cu-H ₂ O/Cu-NH ₄ AC	1,75	0,85	4,06
Cu-DTPA/ Cu- NH ₄ AC	16,34	20,22	23,93
Zn-H ₂ O/Zn-DTPA	0,05	0,12	0,13
Zn-H ₂ O/Zn-NH ₄ AC	0,26	0,87	0,31
Zn-DTPA/ Zn- NH ₄ AC	4,90	6,96	2,46
Ni-H ₂ O/Ni-DTPA	0,19	0,42	0,38
Ni-H ₂ O/Ni- NH ₄ AC	0,95	1,74	1,48
Ni-DTPA/ Ni- NH ₄ AC	4,96	4,14	3,91

Además se calculó la correlación obtenida entre las fracciones de un elemento particular, para el caso del cobre, la fracción hidrosoluble y la extraíble con DTPA presentaron una correlación significativa de 0,65 ($p=0,02$), para la fracción hidrosoluble y la extraíble con acetato de amonio el coeficiente fue igualmente significativo, 0,79 ($p=0,03$). La fracción extraíble en DTPA y la extraíble en acetato de amonio mostraron un coeficiente de 0,63 ($p=0,03$).

En el caso del Zn, los coeficientes obtenidos fueron mayores y con mayor grado de significación para el Zn-H₂O y Zn- DTPA el coeficiente fue 0,90 ($p=0,0001$), para el Zn-H₂O y el Zn-NH₄AC el valor obtenido 0,82 ($p=0,001$). En el caso de la fracción extraíble en DTPA y la extraíble en acetato de amonio el coeficiente fue 0,71 ($p=0,008$). Para el Ni no se observó significación para los coeficientes de correlación obtenidos entre las distintas fracciones. Significa entonces que en el caso del cobre y el zinc la fracción que sería utilizada por las plantas de manera inmediata, la hidrosoluble, será repuesta constantemente por las fracciones relativamente menos disponibles.

CONCLUSIONES

De manera general se indica que las modificaciones detectadas en la concentración de los elementos evaluados no se corresponden con las potencialidades que se suponen en el MRA, si se predice en términos de sus concentraciones iniciales por lo que se evidencia la importancia de determinar las distintas fracciones. Se plantea la validez del tratamiento anaeróbico para obtener abonos.

Agradecimiento: Los autores desean agradecer al Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la Universidad Central de Venezuela por el apoyo financiero para la realización de esta investigación.

LITERATURA CITADA

- Alloway, B.J., y A.P. Jackson.** 1991. Behavior of trace metals in sludge amended soils. *Sci. Total Environ.* 100:151–176.
- Amir S., M. Hafidi, G. Merlina y J.C. De Revel.** 2005. Structural characterization of fulvic acids during composting of sewage sludge. *Process Biochemistry* 40(5):1693-1700.
- Banjoko, V. A., S. P. McGrath.** 1991. Studies of the distribution and bioavailability of soil zinc fractions. *J. Sci. Food Agr.* 57(3):325 – 334.
- Boyd, W. y P.L. Williams.** 2003. Availability of metals to the nematode *Caenorhabditis elegans* toxicity based on total concentrations in soil and extracted fractions. *Environ. Toxicol. Chem.* 22:1100–1106.
- Buffa E. V. y S. E. Ratto.** 2005. Disponibilidad de cinc, cobre, hierro y manganeso extraíble Con DTPA en suelos de Córdoba (Argentina) y variables edáficas que la condicionan. *Ci. Suelo (Argentina)* 23 (2) 107-114.
- Costa F., C. García, T. Hernández y A. Polo.** (1991). Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. CSIC. 60p.
- Daoust C. M., C. Bastien y L. Deschênes.** 2006. Influence of Soil Properties and Aging on the Toxicity of Copper on Compost Worm and Barley J. *Environ. Qual.* 35: 558–567
- Haq, A. U., T. E. Bates y Y. K. Soon.** 1980. Comparison of Extractants for Plant-available Zinc, Cadmium, Nickel, and Copper in Contaminated Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:772-777.
- He, Z.L., M. Zhang, X. E. Yang y P. J. Stoffella.** 2006. Release behavior of copper and zinc from sandy soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70:1699-1707.
- Hernández T., C. García, F. Costa, J. A. Valero y M. Ayuso.** 1992. Utilización de residuos urbanos como fertilizantes orgánicos. *Suelo y Planta.* 2: 373-383.
- Lusk, P.,** 1998. Methane Recovery from Animal Manures - The Current Opportunities Casebook. National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado. NTIS, U.S. Dept. of Commerce. 150p.
- Maiz, I., M. V. Esnaola, y E. Millán.** 1997. Evaluation of heavy metal availability in contaminated soil by a short sequential extraction procedure. *The Science of the Total Environment* 206:107-115.
- McBride, M.B.** 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sewage sludge: Are USEPA regulations protective? *J. Environ. Qual.* 24:5–18.
- Meyer, V. F., E. F. Redente, K. A. Barbarick, R. B. Brobst, M. W. Paschke y A. L. Miller.** 2004. Plant and soil responses to biosolids application following forests fire. *J. Environ. Qual.* 33:873-881.
- Mohaibes, M. y H. Heinonen-Tanski.** 2004, Aerobic thermophilic treatment of farm slurry and food wastes *Bioresource Technology* 95(3):245-254.
- Ouédraogo, I., A. Mando, y N. P. Zombré.** (2001). Use of compost to improve soil properties and crop productivity under low input agricultural system in West Africa. *Agric.Ecosyst. Environ.* 84: 259-256.

- Petersen, S.O., J. Petersen, y G.H. Rubaek.** 2003. Dynamics and plant uptake of nitrogen and phosphorus in soil amended with sewage sludge. *Appl. Soil Ecol.* 24:187–195.
- Rivero, C. y J. Sifontes.** 2005. El efecto del uso de materiales residuales anaeróbico sobre las fracciones de Cr, Ni y Cd en el suelo. En extenso en *Memorias XVII Congreso Venezolano de la Ciencia del Suelo*. Versión CD-Rom. 4P.
- SAS, 1999.** SAS/STAT V 8.2 User's Guide: Statistics. SAS Institute, Cary, NC, USA. 350 p.
- Sauvé, S., M. McBride y W. Hendershot.** 1998. Soil solution speciation of lead (II): Effect of organic matter and pH. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:618-621.
- Sims, J.T., y J.S. Kline.** 1991. Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soils amended with co-composted sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 20:387–395.