

METALES PESADOS POR APLICACION DE BIOSOLIDOS EN UN HAPLUDOL DE TUCUMAN, REPUBLICA ARGENTINA.

S RATTO¹, L MARBAN², C MAGNAVACCA³

¹ Cátedra de Edafología-FAUBA. Avda. San Martín 4453-1417-Buenos Aires

² LAQUIGE-CONICET. Ramírez de Velazco 847-1414 Buenos Aires

³ CNEA Unidad Aplicaciones Tecnológicas y Agropecuarias-Centro Atómico Ezeiza

Recibido 27 de septiembre de 1999, aceptado 4 de abril de 2000.

EFFECT OF BIOSOLIDS APPLICATION ON HEAVY METALS CONTENTS OF AN HAPLUDOL OF TUCUMAN, ARGENTINA.

Heavy metal soil content was measured in a Tucuman Hapludol after two consecutive years of biosolids application. Total Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn soil contents were measured at 0-10cm, 10-20cm and 20-30 cm depths. Three doses of biosolids were surface applied at 0, 3.5 and 10 Mg ha⁻¹. The biosolid was obtained from a treatment plant and was irradiated with 3 kGy for disinfecting. Cu, Pb, Zn, and Ni contents increased significantly up to 10 cm depth with the lower dose and up to 20 cm with the higher one. Cr and Cd did not change. While Environmental Protection Agency (EPA) rules indicate that Pb would be limiting after 85 years of application, soil's heavy metal data content suggest that after 10 years of repeated application Ni can be the most hazardous element followed by Pb and Zn. According to the Commission of the European Communities (CEU) rules the critical elements in soils using this type of biosolids for 10 consecutive years are Ni, Zn and Pb in that order.

Key words: biosolids, heavy metals, accumulation in soils.

Palabras claves: biosólidos, metales pesados, acumulación en suelos.

INTRODUCCION

Uno de los destinos más frecuentes de los biosólidos, residuos orgánicos ricos en nutrientes derivados del tratamiento de aguas de desecho, es la utilización de los mismos como enmiendas o fertilizantes, dado que mejoran la estabilidad estructural y otras características físicas y físico-químicas del suelo (Rostagno, Soseebee 1998). Las principales limitantes que restringen su uso son la contaminación con agentes patógenos, la presencia de sustancias orgánicas tóxicas y el contenido de metales pesados. Entre los tratamientos sugeridos para la disminución del riesgo sanitario están el compostaje (Costa *et al.* 1997, Mazzarino 1998) y la irradiación (Graíño, Magnavacca 1998).

El aumento en el contenido de metales pesados en el suelo puede traducirse en una disminución de la actividad biológica y en una degradación del complejo de cambio, tanto orgánico como mineral (Kabata-Pendías 1995). La fijación libre de N por cianobacterias y la población de *Rhizobium leguminosarum*

V.trifoli disminuyeron con el aumento de la cantidad de metales pesados en suelos (McGrath *et al.* 1995).

El grado de peligrosidad de los metales pesados depende de su toxicidad y su persistencia. Los elementos que con más frecuencia provocan problemas de toxicidad son el Pb, Cd, Hg, Cu, Zn, Ni y Fe. El movimiento descendente de los metales pesados, aún en pequeñas cantidades y muy lentamente, puede ir engrosando la concentración de los mismos en aguas subterráneas

La utilización de los biosólidos como fertilizante requiere de un estricto control de la cantidad de metales pesados que se aplican al suelo, calculables a través de la dosis que se agrega, de la composición del biosólido y del destino que sufren estos metales en el suelo. Se plantea la necesidad de conocer cómo el aumento de la concentración de metales en suelo por agregado de biosólido afecta la distribución en profundidad de los metales y cuál es la posibilidad de predecirlo conociendo

la composición química del biosólido.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la incidencia de la aplicación de biosólidos durante dos campañas a un suelo agrícola sobre el contenido total de Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn.

MATERIALES Y METODOS

Area de estudio

El ensayo de campo se hizo en un Hapludol Típico ubicado en la Estación Experimental Obispo Colombres de Tucumán. El sitio está ubicado en una zona tropical húmeda, con un promedio de precipitaciones de 1185 mm anuales de las cuales el 90% se produce en primavera-verano. Las parcelas utilizadas tuvieron una superficie de 3 m², con un diseño aleatorizado en bloques. Los biosólidos aplicados provinieron de la Planta Depuradora de Tucumán y fueron irradiados para su desinfección en el Centro Atómico Ezeiza (Graíño, Magnavacca 1998). La vegetación existente fue un cultivo de caña de azúcar (*Saccharum officinalis*) implantado en 1994. En las parcelas estudiadas se aplicaron tres tratamientos: Testigo: suelo, Dosis 1: suelo con dos aplicaciones de barro seco y molido de 3,5 Mg ha⁻¹, Dosis 2: suelo con dos aplicaciones de 10 Mg ha⁻¹. La primera aplicación de biosólido se hizo en noviembre de 1995 y la segunda en agosto de 1996. Las dosis fueron calculadas considerando la exigencia de nitrógeno del cultivo durante su ciclo anual y el contenido de nitrógeno del biosólido. Se tomó en cada parcela una muestra de suelo compuesta por 10 submuestras en noviembre de 1996 a tres profundidades: 0-10cm, 10-20cm y 20-30cm y se determinó el contenido de Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn.

Determinaciones analíticas en el biosólido

Sobre muestras de biosólido seco y molido antes de su aplicación al suelo se realizaron las siguientes determinaciones: contenido de materia orgánica por calcinación a 440 °C, nitrógeno total por Kjeldhal, pH en CaCl₂ 0,01mol dm⁻³ relación 1:5 y fósforo por Bray Kurz 1. Los valores figuran en la Tabla 1.

La cantidad de biosólido a aplicar para lograr la dosis de nitrógeno propuesta se calculó sobre la base de los datos de esta caracterización. Se midió el contenido total de elementos pesados en lodos por extracción con agua regia (McGrath et al. 1995) y se verificó con patrones certificados de la BCR (Community Bureau of Reference). Los valores promedios y rangos de variación en las mediciones anuales figuran en la Tabla 1 (Magnavacca, Graíño 1998).

Determinaciones analíticas en suelo

Se midieron variables edáficas de caracterización del suelo: C total 1,53%, N total 0,14%, pH en H₂O 1:2,5 6,5, la CE (dSm⁻¹) 0,01 y la CIC (Capacidad de intercambio catiónico Ac.NH₄ 1N pH7) de 17,2 cmol_c kg⁻¹. La textura fue franco arenosa. Para la determinación del contenido total de elementos pesados en suelo se realizó una digestión en medio ácido nítrico-fluorhídrico-perclórico. La evaluación de Cd, Ni, Cr y Pb se efectuó por (ICP) Emisión por Inducción de Plasma, mientras que el Zn, Cu, Mn y Co por (AAS) espectrofotometría de absorción atómica.

Se efectuaron análisis de la varianza para comprobar diferencias entre tratamientos se usó el test de Tukey para comparar las medias de los tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSION

Calidad del biosólido

El contenido de metales pesados en los biosólidos utilizados en este ensayo fue muy bajo (Tabla 1) y ello está relacionado al tipo de residuos que reciben las redes cloacales. La cantidad de metales pesados aumenta con el aporte de residuos industriales y disminuye con los domiciliarios, aunque estos últimos suelen aportar cantidad considerable de Cu y Zn. En nuestro país se cuenta con determinaciones de metales pesados en biosólidos de Bariloche y El Bolsón (Mazzarino 1998) dos centros de baja actividad industrial, siendo los rangos encontrados para Cd, Cr, Ni, Cu y Zn algo

Tabla 1: Principales características y contenidos de metales pesados del biosólido

Table 1: Selected characteristics and heavy metal contents of the biosolid

Densidad g cm ⁻³	MO %	N tot %	pH	P mg kg ⁻¹	Humedad %	Cd	Cr	Cu Promedio (rango)	Ni Promedio (rango)	Pb	Zn
0,44	51	2,8	6,4	566	13	1,2 (0,9-1,8)	13 (10-26)	215 (107-380)	12 (8-16)	354 (270-480)	990 (940-1040)

mayores a los de Tucumán pero menores para Pb.

Contenido y movimiento de metales en suelo

En la Figura 1 se presenta la variación del contenido de los elementos estudiados en función de la profundidad para cada tratamiento. Se detectó un aumento significativo de la concentración de Cu en la capa superior (0-10 cm) para los dos tratamientos de agregado de biosólido (13,82% y 19,21% respectivamente) y para la

dosis más elevada en las capas subsuperficiales, con un incremento porcentual de 4,64 en 10-20 cm y de 5,36 en 20-30 cm, lo que indica un movimiento descendente. En general, debido a la elevada afinidad del Cu por los compuestos orgánicos, se presume una acumulación en superficie mientras que su movilidad hacia profundidad se supone asociada a compuestos orgánicos móviles de bajo peso molecular (Kabata-Pendías 1995).

El Cd no se representó por estar en

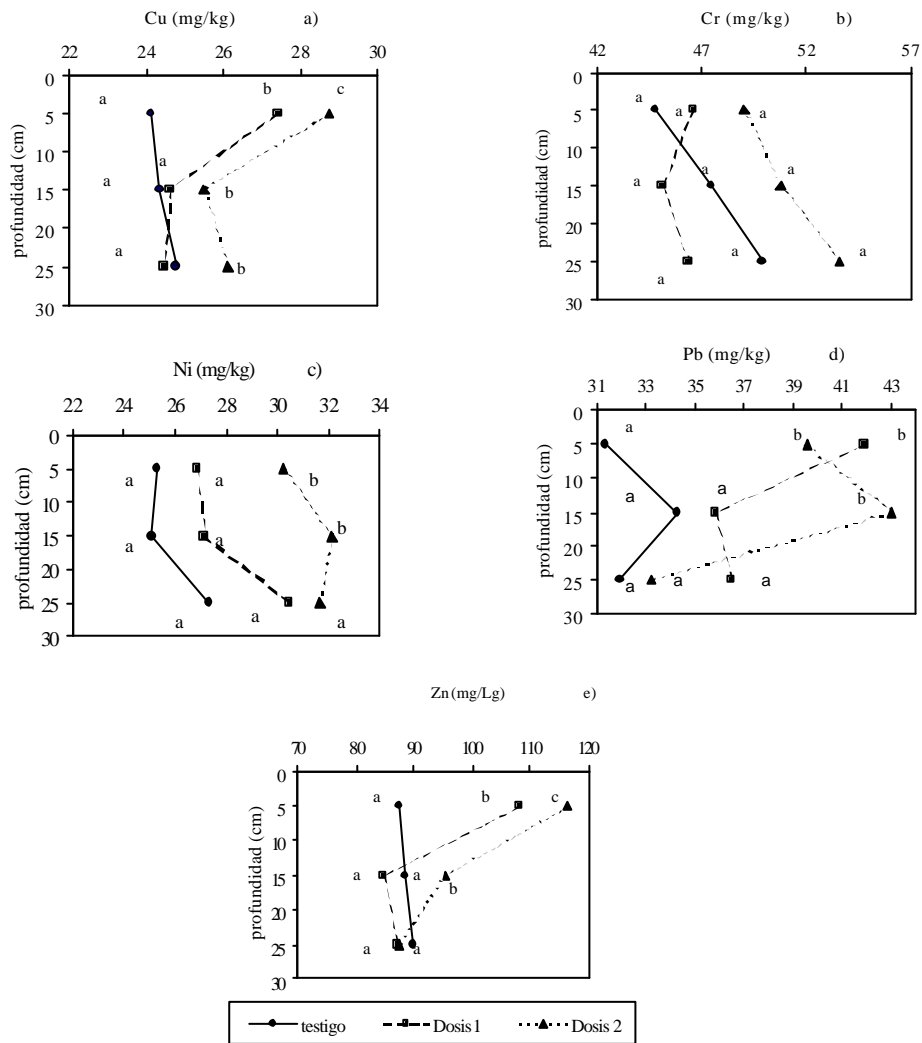


Figura 1. Contenidos de a) Cu, b) Cr, c) Ni, d) Pb, y e) Zn en un Hapludol tratado con biosólidos (Letras distintas indican diferencias significativas , P<0,05).

Figure 1. Concentration of a) Cu, b) Cr, c) Ni, d) Pb, and e) Zn in a biosolid treated Hapludol (Different letters indicate significantly differences, P<0.05).

el límite de la sensibilidad de lectura del equipo, sin encontrarse diferencias entre el suelo del tratamiento testigo y el de los tratamientos con biosólido.

El Cr no presentó aumentos estadísticamente significativo ante el agregado del biosólido. Las diferencias de concentración que indicarían acumulación para la dosis mayor pueden estar constituyendo una tendencia y manifestarse con mayor claridad ante sucesivas aplicaciones.

Para la dosis 2 hubo un aumento promedio del Ni de 19,5% para la profundidad 0-10cm y de 28,16% para 10-20cm. Si se considera que la concentración máxima de este elemento permitida por la Comunidad Europea para suelos agrícolas con pH entre 6 y 7 está en el rango de 30-75 mg kg⁻¹ (McGrath *et al.* 1994), y que con el agregado de la dosis mayor de biosólido el suelo superó el valor 30 mg kg⁻¹, se presume que esta concentración es capaz de afectar procesos microbianos, los cuales son extremadamente sensibles al aumento de los metales pesados (McGrath *et al.* 1995). Este aspecto debe ser tratado muy cuidadosamente por la enorme repercusión que produce la alteración de los ciclos microbianos sobre la disponibilidad de los nutrientes. Un aspecto no evaluado en este trabajo es la actividad de estos metales en el suelo. El Ni y el Cr tienden a estar en porcentajes importantes en los materiales silicatados (Kabata Pendias 1995) por lo que su impacto, evaluando el contenido total del elemento, puede ser sobreestimado en relación a otros elementos como el Zn.

Para la dosis menor el aumento de Pb en superficie (0-10 cm) fue de 33,96% y para la dosis mayor de 26%. A nivel 10-20 cm la dosis 2 aumentó considerablemente la concentración de Pb, pudiendo estar relacionado con un movimiento de arrastre a través de grietas finas.

El Zn aumentó, en superficie, para los dos tratamientos de agregado de biosólidos (24,06% y 33,6% respectivamente) y para la dosis 2 se midió además un aumento a la profundidad de 10-20cm. En estudios realizados en Asia en suelos sometidos a inundaciones, Chen (1992) observó movimiento de Zn y de Cd hasta profundidades de 30 y 40 cm mientras que el

Pb lo hizo sólo dentro de los primeros 20 cm.

Atendiendo a las recomendaciones de la USEPA (1993) de límites de concentración aceptables en suelo, si se aplicase el biosólido a lo largo de 85 años proyectando los resultados medidos en suelo, el Ni sería el elemento de mayor riesgo, le seguirían el Pb y por último el Zn

Considerando las regulaciones de la CEU, si el biosólido se aplicase a lo largo de 10 años, el Ni sería el elemento potencialmente más contaminante (McGrath *et al.* 1994) le seguirían el Zn, (en el límite aceptable en Alemania y sobrepasando los niveles admitidos en España, Dinamarca, Finlandia, Noruega y Suecia) y por último el Pb.

Cuando se confrontan los resultados del análisis del biosólido solamente, con los obtenidos en suelo más biosólido, se producen algunas divergencias con la previsión efectuada. Estos resultados indican la falta de relación lineal entre la caracterización del biosólido y la acumulación en suelo. De acuerdo con Wallace y Wallace (1994), la importancia del contenido de metales en el biosólido debe ser evaluada considerando la carga individual que se aplica por año y la acumulación que se produce con sucesivas aplicaciones como así también las posibles interacciones entre los metales.

Se ratifica así la necesidad de monitoreo permanente y de atención a las condiciones locales, modelando en los casos en que se disponga de datos suficientes el comportamiento del suelo, siendo los experimentos de campo y de largo plazo la única vía de conocer el efecto acumulativo y residual de la aplicación de los metales.

AGRADECIMIENTOS

Al personal técnico y de apoyo de la Estación Experimental Agro-Industrial Obispo Colombes (EEAOC) de la Pcia. de Tucumán, en especial al Ing. Federico Pérez Zamora por la conducción de los ensayos.

REFERENCIAS

- Chen ZS. 1992. Metal contamination of soils, plants and waters in Asia. In: Biogeochemistry of Trace Metals. Ed. D Adriano. Lewis Publishers pp. 85-108.
- Costa F, García C, Hernández T, Polo A. 1996. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utiliza-

- ción. CSIC, Centro de Biología Aplicada del Segura. España. 181 pp.
- Graño J, Magnavacca C. 1998. Sewage Sludge Irradiation Project in Argentina. In: Environmental Application of Ionizing Radiation. Cooper W *et al*, Ed. John Wiley & Sons. Washington, USA.
- Kabata Pendías A. 1995. Agricultural Problems Related to Excessive Trace Metal Contents of Soils. En: Heavy Metals. Ed: W. Salomons, U. Forstner, P. Mader. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pag. 3-18.
- Magnavacca C, Graño JG. 1998. Agriculture Re-Use Feasibility Studies of Irradiated Sewage Sludges. Proceedings of the Symposium: Radiation Technology for Conservation of the Environment. pp 311-320.
- Mazzarino MJ. 1998. Ventajas y Limitaciones del uso agrícola de residuos orgánicos con énfasis en biosólidos. Actas XVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. pp. 403-411.
- McGrath SP, Chang AC, Page AL, Writter E. 1994. Land application off sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and the United States. Environ. Rev. 2:108-118.
- McGrath SP, Chaudri AM, Giller KE. 1995. Long-term effects of metals in sewage sludge soils, microorganisms and plants. J. Ind. Microbiology 14: 94-104.
- Rostagno C, Soseebee R. 1998. La aplicación de biosólidos en pastizales naturales: su efecto sobre algunas características del suelo superficial y de los sedimentos. Actas XVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. pp 79.
- USEPA. 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. Federal Register U.S. Gov. Office. Washington 58:9248-9415.
- Wallace A, Wallace G. 1994. A possible flaw in EPA'S 1993 new sludge rule due to heavy metal interactions. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 25:129-135.