



Multiciencias

ISSN: 1317-2255

revistamulticiencias@gmail.com

Universidad del Zulia

Venezuela

Acosta, Yudith; Paolini, Jorge; Flores, Saúl; Benzo, Zully; El Zauahre, Maziad; Toyo, Ligia; Senior, Alexa

Evaluación de metales pesados en tres residuos orgánicos de diferente naturaleza

Multiciencias, vol. 3, núm. 1, junio, 2003

Universidad del Zulia

Punto Fijo, Venezuela

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90430107>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Evaluación de metales pesados en tres residuos orgánicos de diferente naturaleza

**Yudith Acosta, Jorge Paolini, Saúl Flores, Zully Benzo, Maziad El Zauahre
Ligia Toyo y Alexa Senior**

¹Laboratorio de Investigaciones y Servicios Ambientales (LISA). La Universidad del Zulia.
Núcleo Punto Fijo. Punto Fijo, estado Falcón, Venezuela.E-mail: yacosta@pop.luz.ve

²Centro de Ecología, Laboratorio de Ecología de Suelos II, IVIC.

³Centro de Química, Laboratorio de Química Analítica, IVIC.

Resumen

En tres residuos orgánicos de origen distinto (lodo residual proveniente del tratamiento de aguas servidas, estiércol de chivo y residuo del procesamiento industrial de la sábila-*Aloe vera*) se determinó para algunos metales el contenido, total, extraíble con una solución de DTPA (ácido dietilén diamín pentaacético) 0,005M actuando como agente quelatante, y también en la fracción hidrosoluble, semejando la solución del suelo. El contenido de metales como Cd, Cr y Pb extraídos con DTPA en los distintos residuos, estuvieron presentes en niveles muy bajos. En el lodo residual el contenido de metales, en las tres fracciones, se encontró dentro de los valores permitidos según lo establecido internacionalmente; siendo las cantidades extraídas con agua, menores a las obtenidas con el DTPA. Tanto el lodo residual como el estiércol de chivo resultaron, de acuerdo a su caracterización, los materiales más adecuados para ser usados como enmiendas orgánicas, básicamente, debido a la presencia de un mayor contenido de nutrientes con respecto al residuo de sábila. Este último residuo, mostró contenidos de metales pesados mucho más bajos. En ninguno de los residuos evaluados, se encontraron metales pesados potencialmente peligrosos en concentraciones limitantes, lo que, posiblemente, permitiría su aplicación al suelo sin que esto cause efectos indeseables.

Palabras clave: Metales pesados, residuos orgánicos, fraccionamiento de metales, DTPA.

Evaluation of heavy metals in three organic wastes of different natures

Abstract

In three organic wastes (waste sludge coming from the treatment of served waters, goat manure and residuals from the industrial processing of sabila-*Aloe vera*) certain metal

contents were determined, and the total content of some metals, extracted with DTPA (dietilen diamin pentaacetic acid) 0.005 M acting as complexer agent, and also in water soluble fractions, similar to the solution of the soil. Metals like Cd, Cr and Pb extracted with DTPA in the different organic wastes were found in low levels. In the waste sludge, the content of metals in the three fractions was within permitted values, according to international standards, since the quantities extracted were smaller than those obtained with DTPA. Although waste sludge such as goat manure was, according to its characterization, the most appropriate materials for use as organic amendments because of the larger content of nutrients in comparison with the *Aloe vera* residual; the latter presented lower heavy metal contents. In the evaluated organic wastes, potentially dangerous heavy metals were not found in restrictive concentrations. Therefore, their application on soil could be possible without causing undesirable effects.

Key words: Heavy metals, organic residuals, metal fractioning, DTPA.

Recibido: 18-09-2002 . Aceptado: 22-04-2003

Introducción

Los residuos se han definido como aquellos materiales generados en las actividades de producción y consumo que no han alcanzado en el contexto en que son producidos, ningún valor económico, situación que se debe más que todo a la falta de una tecnología realmente adecuada para su aprovechamiento, así como a la inexistencia de un mercado para los productos recuperados (Costa *et al.*, 1991). Así, para los niveles de generación de residuos que se han alcanzado en la actualidad, no son suficientes los sistemas de eliminación tradicionales (incineración, vertido controlado y reciclado); por lo que la utilización de estos residuos como enmiendas al suelo puede ser una solución a este problema (Joergensen *et al.*, 1996). Considerando además que para el siglo XXI se ha planteado, no solamente alcanzar la seguridad en la provisión de alimentos y poner fin a la degradación de los suelos, sino también restaurar los suelos degradados y mejorar la calidad del ambiente (Lal, 2000).

Pese a que la aplicación de los residuos orgánicos tiene sobre el suelo muchos efectos favorables debido a la adición de materia orgánica y nutrientes, también existen ciertos riesgos, en especial cuando se aplican dosis masivas o si éstos son lodos residuales (domésticos o industriales), considerando que los materiales básicos que los forman incorporan sustancias peligrosas, entre las cuales está la presencia de metales pesados; lo que en mayor o menor grado puede limitar su uso (Costa *et al.*, 1991; Abad, 1998).

Entre los metales pesados existentes, algunos son micronutrientes esenciales para las plantas como lo son el Cu y el Zn, pero otros como Cd, Pb, Cr, Ni, Hg y Co, no lo son y pueden, a partir de una determinada concentración, resultar tóxicos para algún componente de la cadena trófica suelo-planta-animal-hombre. La acumulación de metales pesados puede ocurrir en tallos, hojas y fruto, causando problemas muy variados. El Cd, Ni, Cu, y Zn, son los metales más problemáticos debido a sus efectos negativos sobre el metabolismo y la fisiología de la planta, tales como baja actividad nitrogenásica y fosfatásica, disminución en la respiración mitocondrial, daños en los cloroplastos, cierre de los estomas, baja tasa de transpiración y fotosíntesis, reducción de turgencia y clorosis, entre otros. Estos efectos son de gran preocupación en la colectividad, por lo que muchos investigadores se han dedicado al estudio de los mismos, cuando estos metales han sido incorporados al suelo a través de los residuos orgánicos, especialmente cuando se aplican lodos residuales (Wallace *et al.*, 1977). Así, se han evaluado los efectos de estos metales sobre plantas, animales y también en humanos (Moreno *et al.*, 1997; Moolenaar y Beltrami, 1998; Polo *et al.*, 1999).

Aunque el conocimiento del contenido total de estos metales es bastante útil, es importante evaluar su disponibilidad potencial para las plantas (García *et al.*, 1991). Frecuentemente se emplean diferentes tipos de extractantes (Duley *et al.*, 1988; Mathur y Lavesque, 1988), de los cuales, algunos son agentes quelatantes como el EDTA (ácido dietilendiamin tetraacético) o el DTPA (ácido dietilentriamin pentaacético). Otros permiten la extracción de los elementos presentes en la solución del suelo (agua) o en el complejo de cambio (soluciones de sales neutras).

Derivado de la necesidad de evaluar los riesgos potenciales generados por la presencia de metales pesados en los residuos orgánicos mencionados, se ha contemplado como objetivo principal del presente estudio, luego de efectuar la caracterización química correspondiente, evaluar en estos materiales las diferentes formas en que se presentan los metales pesados (totales, extraíbles con DTPA e hidrosolubles); lo que permitirá una mejor interpretación y predicción de los efectos que tal aplicación puede tener sobre un suelo determinado, bajo condiciones definidas.

Materiales y métodos

a. Residuos orgánicos

Se emplearon tres residuos orgánicos de procedencia regional (estado Falcón): lodo residual proveniente del tratamiento de aguas servidas, recolectado en los lechos de secado de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas del Centro de Refinación Paraguaná

de PDVSA, ubicada en Punta Cardón; estiércol de chivo, recolectado en los criaderos de la localidad “El Taparo”, Península de Paraguaná y residuo del procesamiento industrial de la sábila (*Aloe vera* Linné), recolectado en la Planta Procesadora Industrial de Zábila. Compañía Anónima (PIZCA) en Coro.

b. Métodos

Las TABLAS 1 y 2 muestran, en resumen, los métodos de referencia empleados para el análisis químico y la determinación de las fracciones de metales en los materiales orgánicos objeto del estudio. La determinación del contenido total de metales y sus distintas fracciones se realizó por espectrofotometría de absorción atómica con un equipo Varian Espectra AA-20 Plus para los metales Na y K, y para otros metales como Ca, Mg, Al, Ba, Mn, Fe, Cu, Cd, Zn y Cr, la determinación se efectuó empleando un espectrofotómetro de emisión de plasma Perkin-Elmer ICP/55000.

Tabla 1. Resumen de los métodos y técnicas empleados en la caracterización físico-química de los residuos orgánicos.

Parámetro	Método	Referencia
Humedad (%)	Gravimétrico. Secado de 10 g de muestra a temperatura de 105°C/1 h. Lectura en una balanza para humedad.	FONAIAP (1990)
pH	Potenciométrico con electrodo de vidrio combinado (10 g muestra en 25 mL H ₂ O destilada). Lectura en un pH-metro.	FONAIAP (1990)
CE (dS m ⁻¹)	Conductimétrico (10 g de muestra en 100 mL de H ₂ O destilada). Lectura en un Conductímetro.	FONAIAP (1990)
COT (%)	Combustión húmeda de Walkley - Black modificado. Espectrofotometría Visible $\lambda = 600$ nm	Instituto de Edafología UCV (1993)
P Total y Disponible (lg kg ⁻¹)	Ázul de molibdeno (P disponible: Extracción por Olsen). Espectrofotometría Visible $\lambda = 882$ nm	Kuo (1996) Murphy y Riley (1962)
N inorgánico Extraíble (NO ₃ ⁻) y (NH ₄ ⁺) (lg kg ⁻¹)	Extracción con una solución de K ₂ SO ₄ 0,5 M (NO ₃ ⁻) Espectrofotometría UV $\lambda = 410$ nm (NH ₄ ⁺) Espectrofotometría UV $\lambda = 655$ nm	Keeney y Nelson (1982) Anderson e Ingram (1993)
N Total (%)	Kjeldahl. Destilación/alcalimetría	FONAIAP (1990)

CE: Conductividad Eléctrica. COT: Carbono Orgánico Total.

Tabla 2. Resumen de los métodos y técnicas empleados en la determinación de los metales en los residuos orgánicos estudiados.

Metales	Método	Referencia
Intercambiables (Cationes): K, Ca, Mg y Na cmol (+) kg ⁻¹	Extracción con una solución de CH ₃ COONH ₄ 1N de pH = 7	FONAIAP (1990)
Totales K, Ca, Mg, Na, Ag, Al, As, Ba, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Pb y Zn (mg kg ⁻¹)	Digestión: 0,05 a 0,2 g de muestra + 12 mL HNO ₃ concentrado (180°C/2 h) + 5 mL HClO ₄	Draz-Burgos (1990)
Extraíbles con DTPA Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn (mg kg ⁻¹)	Extracción con una solución 0,005 M DTPA (Ácido Dietilén-triamin-pentaacético) (1:20)	Lindsay y Norwell (1978)
Extraíbles con agua Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn (mg kg ⁻¹)	Extracción con H ₂ O destilada (1:50)	Duley <i>et al.</i> (1988) Mathur y Levesque (1988)

El análisis estadístico se realizó empleando estadística básica, usando el paquete estadístico STATISTICA. Versión 6,0.

Resultados y discusión

1. Caracterización química

La TABLA 3 muestra los resultados de la caracterización de los residuos orgánicos objeto del estudio.

Tabla 3. Caracterización química de los residuos orgánicos (valores $\pm$ desviación estándar; n=3).

Parámetro (unidad)	Lodo Residual	Estiercol de Chivo	Residuo de Sábila
pH (H ₂ O)	6,5 $\pm$ 0,000	8,8 $\pm$ 0,000	5,3 $\pm$ 0,058
CE (dS m ⁻¹)	1,93 $\pm$ 0,029	7,66 $\pm$ 0,571	2,36 $\pm$ 0,026
CIC cmol (+) kg ⁻¹	21,84 $\pm$ 1,793	ND	ND
COT (%)	25,33 $\pm$ 1,630	32,66 $\pm$ 0,920	39,75 $\pm$ 0,730
MO (%)	43,67 $\pm$ 2,810	56,31 $\pm$ 1,594	68,53 $\pm$ 1,259
C/N	12,5 $\pm$ 1,546	15,1 $\pm$ 1,427	60,4 $\pm$ 1,110
N total (%)	2,04 $\pm$ 0,298	2,16 $\pm$ 0,213	0,66 $\pm$ 0,000
N-NH ₄ ⁺ inorgánico (µg g ⁻¹)	60,21 $\pm$ 3,043	36,28 $\pm$ 7,228	37,14 $\pm$ 1,444
N-NO ₃ ⁻ inorgánico (µg g ⁻¹)	591,57 $\pm$ 64,804	36,95 $\pm$ 5,553	156,03 $\pm$ 19,830
P total (%)	0,13 $\pm$ 0,017	0,06 $\pm$ 0,004	0,04 $\pm$ 0,003
P disponible (µg g ⁻¹)	65,29 $\pm$ 2,595	217,22 $\pm$ 10,219	19,75 $\pm$ 0,585
Na total (%)	0,10 $\pm$ 0,003	0,24 $\pm$ 0,008	0,07 $\pm$ 0,003
K total (%)	0,14 $\pm$ 0,016	3,31 $\pm$ 0,049	0,72 $\pm$ 0,013
Mg total (%)	0,55 $\pm$ 0,024	0,97 $\pm$ 0,001	0,16 $\pm$ 0,003
Ca total (%)	7,14 $\pm$ 0,221	3,59 $\pm$ 0,087	2,79 $\pm$ 0,262
Na ⁺ intercambiable [cmol (+) kg ⁻¹]	0,83 $\pm$ 0,060	ND	ND
K ⁺ intercambiable [cmol (+) kg ⁻¹]	0,33 $\pm$ 0,024	ND	ND
Mg ⁺⁺ intercambiable [cmol (+) kg ⁻¹]	2,55 $\pm$ 0,052	ND	ND
Ca ⁺⁺ intercambiable [cmol (+) kg ⁻¹]	18,13 $\pm$ 0,447	ND	ND

ND: no determinado.

Se han indicado algunas especificaciones sobre los parámetros químicos para considerar la madurez de un compost, el cual puede considerarse como un material inocuo, libre de sustancias fitotóxicas y constituido por una materia orgánica estabilizada semejante al humus (*humus like*); cuya aplicación al suelo no debe provocar daños a las plantas (Costa *et al.*, 1991). Tales especificaciones indican: a) cantidad de materia orgánica entre 25 y 45 % (peso seco); b) relación C/N menor que 20, o cercana a 15, c) contenido mínimo de nutrientes (% peso seco): N = 0,6; P = 0,5; K = 0,3; Ca = 2,0 y Mg = 0,3 (Zuconni y De Bertoldi, 1987); el N debe estar principalmente en forma de nitratos (NO₄⁻), ya que el amonio (NH₄⁺) no debe exceder de 0,04 %, de ser así, su presencia denotaría un material muy poco estabilizado, d) pH entre 6,5 y 8; y e) los contenidos de metales pesados deben

tener ciertos límites; los cuales para el caso de los lodos residuales, han sido establecidos por la Comunidad Económica Europea (CEE) y se indican en la TABLA 4. La normativa española, menos estricta, ha establecido intervalos de valores (bajo, medio y alto) para algunos parámetros en las enmiendas orgánicas (TABLA 5), lo que ha permitido regular la utilización de los residuos orgánicos.

Tabla 4. Valores máximos permitidos (mg kg^{-1}) en el contenido total de metales pesados en lodos residuales destinados a uso hortícola (Adaptado de Abad, 1998).

Metal pesado?	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	Cr
En suelos con $\text{pH} < 7$	20	1000	300	750	2500	16	1000
En suelos con $\text{pH} > 7$	40	1750	400	1200	4000	25	1500

Tabla 5. Clasificación de los valores de diferentes parámetros en compost, según la Normativa Española (rangos) (Adaptada parcialmente de Costa *et al.*, 1991).

Parámetro (unidad)		Bajo	Medio	Alto
Macronutrientes (%)	N	0,5-1,5	1,5-3	3
	P	0,5-1	1-2	2
	K	0,02-0,16	0,15-0,3	0,3
Elementos Secundarios (%)	Ca	0,6-1,5	1,5-3,5	3,5
	Mg	0,1-0,25	0,25-0,4	0,4
	S	0,5-1	1-1,5	1,5
Micronutrientes (mg Kg^{-1})	Fe	1000-8000	8000-13000	15000
	Mn	20-150	150-400	400
Metales Pesados (mg kg^{-1})	Pb	100-400	400-1000	1000
	Zn	100-1200	1200-2000	2000
	Cu	100-600	600-1200	1200
	Ni	20-100	100-200	200
	Cd	1-15	15-35	35
CE (dS m^{-1})		0-1	1-2	2
MO (%)		35-50	50-65	65-80

Los valores óptimos indicados en las especificaciones anteriores, aunque los residuos en estudio no fueron compostados, pueden servir como referencia para evaluar comparativamente los resultados de la caracterización de los residuos en estudio. Dentro de ésta puede indicarse que los valores obtenidos del pH para el lodo y el estiércol, los hace relativamente adecuados para su uso agrícola, tomando en cuenta que el suelo tiene un pH alto, por lo que probablemente estos materiales no produzcan alteraciones importantes en el suelo. Valores de pH similares (8,6) han sido indicados para un estiércol de chivo de procedencia distinta (Contreras, 2001). Los valores usualmente encontrados en lodos residuales municipales, mayoritariamente, son cercanos a la neutralidad (Ajwa y Tabatabai, 1994; Ayuso *et al.*, 1992; Bernal *et al.*, 1998; Hyun *et al.*, 1998; Ortiz y Alcañiz, 1994; Pascual *et al.*, 1998).

Los valores de la conductividad eléctrica en los tres residuos orgánicos difieren considerablemente, siendo éste valor muy alto para el estiércol de chivo y estando entre los valores medios para el lodo residual y el residuo vegetal. El valor de la conductividad eléctrica en los lodos residuales es, en su mayoría, mayor de 3 dS m^{-1} ; sin embargo, en el lodo de estudio fue de $1,93 \text{ dS m}^{-1}$. Esto puede explicarse, considerando que estos lodos han sido almacenados en lechos de secado abiertos al aire, expuestos eventualmente a la lluvia; por lo que gran parte de las sales solubles pueden haberse lavado y lixiviado. Para el estiércol de chivo la CE resultó elevada.

La relación C/N es útil para predecir cambios que puedan ocurrir respecto al N cuando se descompone un residuo orgánico. Si la relación es alta (alto C y poco N) habrá tendencia a causar inmovilización neta, mientras que si la relación es estrecha habrá tendencia a la mineralización. Según las especificaciones para los composts, tanto el lodo como el estiércol ($\text{C/N} < 20$) son materiales maduros. El residuo de sábila, es un material muy fresco, cuya relación C/N es de 60,4 (> 30) (Rivero, 1999). El lodo residual con relación C/N de 12,5 podría indicar que su materia orgánica es más estable que la de los otros residuos; probablemente, porque estos lodos durante su tratamiento, pasan por un proceso de estabilización previa. Sin embargo, se han indicado valores muy variables en la relación C/N para otros lodos residuales (Ajwa y Tabatabai, 1994; Andrade *et al.*, 1985; Ayuso *et al.*, 1992; Bernal *et al.*, 1998; Hyun *et al.*, 1998; Ortiz y Alcañiz, 1994; Pascual *et al.*, 1998; Terry *et al.*, 1979), y aunque ésta generalmente es < 10 , el criterio de estabilidad no es del todo aplicable.

Los valores de N total para el lodo y el estiércol están dentro del rango de valores medios. Pérez y Casanova (1982) indicaron, para un estiércol de chivo usado en cultivos hortícolas, un valor de N total de 0,02%. Contreras (2001) indicó, en otro estudio, para este residuo 2,1%; un valor similar al del estiércol en estudio (2,16%). Los contenidos más altos de N se registraron para el lodo y el estiércol, donde el N-NO_3^- estuvo en mayor proporción. El N-NH_4^+ no alcanzó en ningún residuo el límite de 0,04%. Contreras (2001) indicó además 0,03% de P total para el estiércol, un valor inferior al obtenido para el estiércol de estudio. El nivel de P en el lodo residual en estudio se encuentra muy por debajo de los indicados para otros lodos residuales, con valores que van desde 0,55 a 6,60% (Reddy *et al.*, 1987; Saviozzi *et al.*, 1999).

2. Determinación de las fracciones de metales pesados

El contenido total de metales pesados en los residuos se muestra en la TABLA 6. Se puede observar que el Fe se presenta en mayor concentración en todos los residuos

orgánicos en estudio. En el lodo, esto puede estar asociado a los minerales de arcilla (partículas de suelo) presentes en el agua de lluvia, producto de escorrentía, las cuales son recogidas conjuntamente con las aguas domésticas para su tratamiento.

Tabla 6. Valores medios (media $\pm$ desviación estándar) del contenido total (mg Kg⁻¹) de algunos metales en los residuos orgánicos (n=4).

Metal	Lodo Residual	Estiércol de Chivo	Residuo de Sábila
Ag	<1	<1	<1
Al	13646 $\pm$ 1000	2127 $\pm$ 311	ND
As	<1	<1	<1
Ba	100,8 $\pm$ 0,3	<1	3,7 $\pm$ 0,44
Bi	8,4 $\pm$ 0,00	<1	<1
Cd	3,7 $\pm$ 0,04	<1	<1
Co	4,5 $\pm$ 0,00	<1	<1
Cr	26,0 $\pm$ 0,90	3,9 $\pm$ 0,60	2,0 $\pm$ 0,00
Cu	206,6 $\pm$ 2,7	12,7 $\pm$ 0,43	2,7 $\pm$ 0,26
Fe	25546 $\pm$ 381	1677 $\pm$ 309	287,1 $\pm$ 9,3
Li	3,4 $\pm$ 0,01	1,7 $\pm$ 0,10	<1
Mn	149,0 $\pm$ 1,0	97,1 $\pm$ 1,2	29,8 $\pm$ 0,80
Mo	4,8 $\pm$ 0,30	<1	<1
Ni	28,1 $\pm$ 0,53	4,4 $\pm$ 0,90	7,4 $\pm$ 0,00
Pb	253,0 $\pm$ 17	3,7 $\pm$ 0,30	<1
Zn	878,6 $\pm$ 3,2	71,1 $\pm$ 6,4	8,20 $\pm$ 0,90

En los suelos típicos de las regiones secas, predominan los óxidos de hierro. Además, debe considerarse, por una parte que el Fe es el cuarto elemento más abundante en la corteza terrestre superior y por otro, las importantes interacciones de este metal con la materia orgánica (Fassbender y Bornemisza, 1994) presente en el lodo.

Los micronutrientes, se encuentran en los niveles bajo y muy bajo, respectivamente. Los valores de Cd, Co, Cu, y Pb son inferiores a los reportados para tejidos vegetales (Riffaldi y Levi-Minzi, 1989. Citado por Rivero, 1999).

La TABLA 7 muestra los valores obtenidos para una serie de lodos residuales de orígenes distintos.

Tabla 7. Valores totales (mg kg⁻¹) de los principales metales pesados presentes en algunos lodos residuales de diferente procedencia.

Lodo	Metal										
	Fe	Al	Mn	Zn	Cu	Cr	Ni	Pb	Cd	Co	B
1	26200	-	241	776	275	-	105	-	2	-	-
2	23000	42000	-	939	253	109	46	575	14	-	67
3	-	-	325	1765	810	520	86	240	7,5	150	-
4	16525	-	364	623	152	103	194	224	5	-	-
5	26016	-	248	587	134	-	-	-	-	-	-
6	20600	-	193	784	171	84	105	115	2	-	-
7	1600	-	-	3500	475	600	250	1100	61	110	50
8	4061	-	70	415	151	390	228	85	6	-	-
9	3590	-	146	305	250	-	70	65	15	-	-
10	-	-	-	1640	236	97	40	60	4	10	-

Lodos:

1. Lodo residual compostado con paja, bajo en metales (Moreno *et al.*, 1997).
2. Lodo residual municipal. Valdebebas. España (Díaz-Burgos y Polo, 1991).
3. Lodo residual. Murcia. España (Andrade, 1985).
4. Lodo compostado con residuos sólidos urbanos (RSU) (Costa *et al.*, 1992).
5. Lodo aeróbico (Ayuso *et al.*, 1992).
6. Lodo aeróbico (Hernández *et al.*, 1992).
7. Lodo compostado (Hyun *et al.*, 1998).
8. Lodo aeróbico (Pascual *et al.*, 1998).
9. Lodo digerido (doméstico + industrial) (Reddy *et al.*, 1987).
10. Lodo aeróbico. Fidenza (Saviozzi *et al.*, 1999).

En el lodo residual, todos los metales están muy por debajo de los límites establecidos. La TABLA 4 muestra los valores máximos permitidos en las concentraciones de metales pesados, en lodos residuales destinados a uso agrícola, establecidos por la Comunidad Económica Europea (CEE).

Los valores determinados para el estiércol de chivo y el residuo de sábila no alcanzan los límites indicados para las enmiendas orgánicas. Según Korte *et al.* (1976), la movilidad de algunos metales en el suelo, se agrupa en el siguiente orden: Cu < Pb < Ba < Zn < Cd < Ni < Mn; y existen factores del suelo que influyen en ésta, el pH es probablemente el más importante, ya que de éste dependen las reacciones de solubilización, precipitación, disociación de ácidos y bases y formación de complejos con la materia orgánica. La materia orgánica estabilizada puede acomplejar parte de los metales, haciéndolos menos disponibles para las plantas (García *et al.*, 1992).

La TABLA 8 muestra los valores medios obtenidos para los metales extraídos con la solución de DTPA.

Tabla 8. Contenido (media $\pm$ desviación estándar) de algunos metales extraíbles con DTPA (mg kg^{-1}) en el suelo y los materiales orgánicos usados. $n=4$.

Metal	Lodo Residual	Estiércol de chivo	Residuo de sábila
Cd	< 1	< 1	< 1
Cr	< 1	< 1	< 1
Cu	$56,1 \pm 2,1$	$1,6 \pm 0,06$	< 1
Fe	$412,0 \pm 23$	$35,5 \pm 1,3$	$3,5 \pm 0,06$
Mn	$27,9 \pm 0,75$	$16,4 \pm 0,06$	$12,2 \pm 0,54$
Ni	$6,3 \pm 0,26$	< 1	$3,6 \pm 0,13$
Pb	< 1	< 1	< 1
Zn	$257,0 \pm 13$	$19,1 \pm 0,72$	$4,8 \pm 0,36$

En la fracción de los metales extraídos con DTPA, considerada como potencialmente utilizable por la planta a mediano plazo (García *et al.*, 1991), como era de esperar, tanto para el lodo residual como para el estiércol de chivo, el Fe sigue siendo el más abundante con respecto a los demás metales, tal como ocurriese en la determinación del contenido total; pero el valor obtenido para esta fracción, lógicamente, resultó menor; ya que se trata de la fracción que puede ser acomplejada y extraída del contenido total. La TABLA 9 muestra el contenido de los metales extraídos con agua. El valor del contenido de Fe correspondiente a la extracción con agua fue menor al obtenido con el DTPA. En general, esto último ocurrió para casi todos los metales evaluados en la extracción.

Tabla 9. Contenido (media $\pm$ desviación estándar) de algunos metales extraíbles con agua (mg kg^{-1}) en el suelo y los materiales orgánicos usados. $n=4$.

Metal	Lodo Residual	Estiércol de chivo	Residuo de sábila
Cd	< 1	< 1	< 1
Cr	< 1	< 1	< 1
Cu	$2,8 \pm 0,32$	< 1	< 1
Fe	$18,0 \pm 1,7$	< 1	< 1
Mn	$4,4 \pm 0,38$	< 1	$2,9 \pm 0,03$
Ni	< 1	< 1	$1,7 \pm 0,03$
Pb	< 1	< 1	< 1
Zn	$4,4 \pm 0,31$	< 1	$1,0 \pm 0,02$

En la fracción de los metales extraídos con DTPA, considerada como potencialmente utilizable por la planta a mediano plazo (García *et al.*, 1991), como era de esperar, tanto para el lodo residual como para el estiércol de chivo, el Fe sigue siendo el más abundante con respecto a los demás metales, tal como ocurriese en la determinación del contenido total; pero el valor obtenido para esta fracción, lógicamente, resultó menor; ya que se trata de la fracción que puede ser acomplejada y extraída del contenido total. La TABLA 9

muestra el contenido de los metales extraídos con agua. El valor del contenido de Fe correspondiente a la extracción con agua fue menor al obtenido con el DTPA. En general, esto último ocurrió para casi todos los metales evaluados en la extracción.

En la fracción extraída con DTPA, para los tres residuos orgánicos en general, se cumplió la siguiente relación: $Fe > Zn > Mn > Ni \approx Cd = Cr = Pb$. Las concentraciones de Cd, Cr y Pb obtenidas en la fracciones extraídas con DTPA y agua ($<1 \text{ mg kg}^{-1}$), conduce a considerar que el contenido de estos metales no representa peligro aparente, en lo que se refiere a la posible aplicación de estos residuos al suelo.

El contenido de los metales hidrosolubles, los que posiblemente están presentes en la solución del suelo, para el caso del lodo residual, mantuvo una relación similar a la fracción extraída con el DTPA; pero en la primera, lógicamente con valores más bajos. Para el caso del estiércol de chivo los valores de estos metales, en las dos fracciones, fueron menores que 1. En el residuo de sábila, sólo Mn, Ni y Zn resultaron mayores.

Conclusiones

En los residuos evaluados, los metales pesados que pueden ser potencialmente peligrosos, no estuvieron presentes en concentraciones que pudiesen limitar su uso en ninguna de las fracciones evaluadas (total, DTPA, agua); lo que posiblemente permita su aplicación al suelo sin que esto cause efectos indeseables.

Además, tanto el lodo residual como el estiércol de chivo resultaron ser los materiales más adecuados para su uso como enmiendas orgánicas; demostrado, básicamente, por el mayor contenido de nutrientes con respecto al residuo de sábila. Sin embargo, el estiércol presentó una alta salinidad y el residuo de sábila mostró una elevada relación C/N. En estos casos, el uso podría limitarse en términos de la cantidad aplicada (dosis) y la frecuencia de aplicación. Sin embargo, es recomendable antes de aplicar estos residuos al suelo, evaluar la fitotoxicidad que podría derivarse de la presencia (en los lodos principalmente), de compuestos orgánicos tóxicos, así como el grado de estabilidad o madurez de estos residuos. Adicionalmente, a nivel microbiológico, existe otro riesgo representado por la posible persistencia de ciertos microorganismos patógenos.

Los autores expresan su agradecimiento al Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC) y al personal del Laboratorio de Química Analítica del Centro de Química del mismo instituto.

Referencias bibliográficas

1. ABAD, M. (1998). Limitaciones y riesgos del uso agrícola de los residuos orgánicos. En: F. Orozco y W. Osorio (Eds.). **Residuos Orgánicos. Aprovechamiento Agrícola como Abono y Sustrato**. (p.p. 9-19). Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo. Comité Regional de Antioquia. Universidad Nacional de Colombia. Sede Medellín. Instituto de Ciencias Naturales y Ecológicas. Impresos Caribe, Ltda. Medellín, Colombia.
2. AJWA, H.; TABATABAI, M. (1994). Decomposition of different organic materials in soils. **Biol. Fertil. Soils**. (18): 175-182.
3. ANDERSON, J.; INGRAM, J. (1993). **Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods**. Second Edition. CAB International. Wallingford, UK. p.p. 62.
4. ANDRADE, C.; BAO, I.; FERNÁNDEZ, C.; GUITIAN, F. (1985). Caracterización química y poder fertilizante de los lodos residuales de la planta depuradora de aguas de Santiago de Compostela. **An. Edafol. Agrobiol.**: 144-156.
5. AYUSO, M.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C.; COSTA, F. (1992). Utilización de un lodo aerobio como sustitutivo de fertilizantes fosforados inorgánicos. **Suelo y Planta**. (2): 271-280.
6. BERNAL, M.; NAVARRO, A.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M.; ROIG A.; CEGARRA, J. (1998). Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. **Soil Biol. Biochem.** 30 (3): 305-313.
7. FASSBENDER, H. Y BORNEMISZA, E. (1994). **Química de Suelos con Énfasis en Suelos de América Latina**. 2da. ed. rev. San José, Costa Rica: IICA. 420 pp.
8. CONTRERAS, F. (2001). **Efecto de la Adición de Enmiendas Orgánicas sobre las Actividades Enzimáticas (Deshidrogenasa, Ureasa, Fosfomonoesterasa Ácida y Arilsulfatasa) y la Mineralización del Carbono en Suelos del Municipio Rivas Dávila (Estado Mérida)**. Tesis Doctoral. Postgrado en Ciencia del Suelo. Facultad de Agronomía. UCV, Maracay.
9. COSTA, F.; GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T.; POLO, A. (1991). **Residuos Orgánicos Urbanos. Manejo y Utilización**. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura. Murcia. España. 181 p.p.

10. COSTA, F.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C.; AYUSO, M.; PASCUAL, J.; POLO, A. (1992). Efecto residual de diferentes residuos orgánicos sobre un cultivo de cebada. **Suelo y Planta**. 593-601.
11. DÍAZ-BURGOS, M. (1990). **Compostaje de Lodos Residuales: Aplicación Agronómica y Criterios de Madurez**. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Departamento de Química Agrícola, Geología y Geoquímica. 217 p.p.
12. DÍAZ-BURGOS, M.; POLO, A. (1991). Variaciones de la fracción orgánica durante el compostaje de lodos de depuradoras. **Suelo y Planta**. (1): 453-466.
13. DULEY, L.; MCLEAN, J.; SIMS, R.; JURINAK, J. (1988). Sorption of copper and cadmium from the water-soluble fraction of an acid mine waste by two calcareous soils. **Soil Sci.** (145): 207-214.
14. FASSBENDER, H.; BORNEMISZA, E. (1994). **Química de Suelos con Énfasis en Suelos de América Latina**. 2da. ed. rev. San José, Costa Rica: IICA. 420 p.p.
15. **Fondo Nacional de Investigaciones Agropecuarias (FONAIAP)**. 1990. Manual de Métodos y Procedimientos de Referencia. (Análisis de suelo para diagnóstico de fertilidad). Serie D. Nº. 26. Escuela de Agronomía. Ministerio de Agricultura y Cría. FONAIAP. UCLV, Maracay. 206 pp.
16. GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T.; COSTA, F.; AYUSO, M. (1991). Compostaje de la fracción orgánica de un residuo sólido urbano. Evolución de su contenido en diversas fracciones de metales pesados. **Suelo y Planta**: 1-13.
17. GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T., COSTA, F.; PASCUAL, J. (1992). Phytotoxicity due to the agricultural use of urban wastes. Germination experiments. **J. Sci. Food Agric.** 59: 313-319.
18. HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C.; COSTA, F.; VALERO, J.; AYUSO, M. (1992). Utilización de residuos urbanos como fertilizantes orgánicos. **Suelo y Planta**. (2): 373-383.
19. HYUN, H.; CHANG, A.; PARKER, D.; PAGE, A. (1998). Cadmium solubility and phytoavailability in sludge-treated soil: effects of soil organic carbon. **J. Environ. Qual.** 27: 329-334.
20. **Instituto de Edafología. Universidad Central de Venezuela (UCV)**. (1993).

Cuadernos de Agronomía. Año 1. N° 6. UCV. Maracay, Venezuela. 89 p.p.

21. JOERGENSEN, R.; MEYER, B.; RODEN, A.; WITTKE, B. (1996). Microbial activity and biomass in mixture treatments of soil and biogenic municipal refuse compost. **Biol. Fertil. Soils**. 23: 43-49.
22. KEENEY, D.; NELSON, D. (1982). **Nitrogen-inorganic forms**. (pp. 643-698). In: A. Page et al (Eds.). Methods of Soils Analysis. Part 2. 2 ed. Agronomy 9. American Society of Agronomy, Madison, WI.
23. KORTE, N.; SKOPP, J.; FULLER, W.; NIEBLA, E.; ALESH, B. (1976). Trace element movement in soils. Influence of soil physical and chemical properties. **Soil Sci**. 122 (6): 350-357.
24. KUO, S. (1996). **Phosphorus**. (pp. 869-918). In: Methods of soil analysis. Part. 3. Chemical Methods. Book Series. No.5. Soil Science Society of American Society of Agronomy (SSSA). 677 S. Segoe Rd., Madison, WI 53711, USA.
25. LAL, R. (2000). Physical management of soils of the tropics: priorities for the 21st century. **Soil Sci**. 165 (3): 191-207.
26. LINDSAY, W.; NORWELL, W. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 42: 421-428.
27. MATHUR, S.; LEVESQUE, M. (1988). Soil test for copper, iron, manganese and zinc in histosols. 2. The distributions of soil iron and manganese in sequentially extractable forms. **Soil Sci**. (145): 102-110.
28. MOOLENAAR, S.; BELTRAMI, P. (1998). Heavy metal balances of an italian soil as affected by sewage sludge and bordeaux mixture applications. **J. Environ. Qual**. (27): 828-835.
29. MORENO, J.; GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T.; AYUSO, M. (1997). Application of composted sewage sludges contaminated with heavy metals to an agricultural soil. **Soil Sci. Plant Nutr. (Japan)**. 43 (3): 565-573.
30. MURPHY, J.; RILEY, J. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Anal. Chim. Acta**. (27):31-39.
31. ORTIZ, O.; ALCANIZ, J. (1994). Respiration potential of microbial biomass in a

calcareous soil treated with sewage sludge. **Geomicrobiol. J.** (11): 333-340.

32. PASCUAL, J.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C.; AYUSO, M. (1998). Enzymatic activities in an arid soil amended with urban organic wastes: laboratory experiment. **Biores. Tech.** 64: 131-138.
33. PÉREZ, O.; CASANOVA, E. (1982). Efectos de aplicaciones de estiércol y fósforo sobre algunas propiedades físicas y químicas de un suelo del Valle de Quíbor, Estado Lara, y su influencia sobre el desarrollo de plantas de tomate. **VII Congreso Nacional de la Sociedad Venezolana de la Ciencia del Suelo**. San Cristóbal. Estado Táchira. Venezuela. 36 p.p.
34. POLO, M.; ORDÓÑEZ, R.; GIRÁLDEZ, J. (1999). Copper and zinc adsorption sewage sludge- treated soil in southern Spain. **Commun. Soil Sci. Plant Anal.** 30 (7 - 8): 1063- 1079.
35. REDDY, G.; FAZA, A.; BENNET, R. JR. (1987). Activity of enzymes in rhizosphere and non-rhizosphere soils amended with sludge. **Soil Biol. Biochem.** (19): 203-205.
36. RIVERO, C. (1999). Materia Orgánica del Suelo. **Revista Alcance 57**. Facultad de Agronomía. Universidad Central de Venezuela. Maracay. 211p.p.
37. SAVIOZZI, A.; BIASCI, A.; RIFFALDI, R.; LEVI-MINZI, R. (1999). Long-term effects of farmyard manure and sewage sludge on some soil biochemical characteristics. **Biol. Fertil. Soils.** (30): 100-106.
38. STAT SOFT, Inc. 1984-2001. **Statistica**. Versión 6,0.
39. TERRY, R.; NELSON, D.; SOMMERS, L. (1979). Descomposition of anaerobically digested sewage sludge as affected by soil environmental conditions. **J. Environ. Qual.** (8): 3-12.
40. WALLACE, A.; ROMNEY, E.; ALEXANDER, G.; KINNEAR, J. (1977). Phytotoxicity and some interactions of the essential trace metals iron, manganese, molybdenum, zinc, copper, and boron. **Soil Sci. Plant Anal.** 8(9): 741-750.
41. ZUCCONI, F.; DE BERTOLDI, M. (1987). Specifications for solid waste compost. **Biocycle**: 56-61.