
EFFECTO DE UN RESIDUO INDUSTRIAL, CRUDO Y COMPOSTADO, SOBRE LAS PROPIEDADES BIOLÓGICAS DE UN SUELO.

Effect of industrial residues (raw and composted) on soil biological properties.

Juan Aciego¹, Jesús Rojas¹ y Carmen Rivero.¹

¹Universidad Central de Venezuela, Facultad de Agronomía, Instituto de Edafología. Maracay, Estado Aragua, Venezuela.

Resumen

La presente investigación se realizó con el propósito de evaluar el efecto de la incorporación de un lodo de cervecería, crudo y compostado, sobre algunos "índices de fertilidad biológica" en un suelo agrícola de baja fertilidad (Typic Kandistult). Para ello se realizó un experimento de incubación en invernadero, durante 101 días, con los siguientes tratamientos: a) suelo + lodo crudo, b) suelo + lodo compostado y c) sólo suelo (testigo). El lodo y el compost se incorporaron en dosis equivalente de 3,386 y 37,604 Mg.ha⁻¹ respectivamente, para aportar una cantidad equivalente de N disponible de 100 kg.ha⁻¹. El efecto de los tratamientos se midió a través de evolución de CO₂ y actividades de las enzimas deshidrogenasa, ureasa y fosfatasa ácida. Los resultados obtenidos indicaron que el lodo compostado produce disminución de las actividades de la deshidrogenasa y ureasa, mientras que el lodo crudo causó una reducción de las actividades de la ureasa y de la fosfatasa ácida. Se presume que la presencia de metales pesados y sales en estos materiales pueda ser la causa de este efecto.

Palabras Claves: Lodo de cervecería, ultisol, evolución de CO₂, deshidrogenasa, ureasa, fosfatasa ácida.

Abstract

This research has been aimed to evaluate the effects of the incorporation of brewery sludge (raw and composted) on some "indexes of biological fertility", in an agricultural soil of low fertility (Typic Kandistult). An incubation experiment was carried out in a greenhouse, for 101 days, with the following treatments: a) soil + crude sludge, b) soil + compost sludge and c) only soil (control). Sludge and compost were incorporated in equivalent dose to 3,386 y 37,604 Mg.ha⁻¹, respectively, to give an equivalent quantity of 100 kg.ha⁻¹ of available N. CO₂ evolution, and activities of dehydrogenase, urease and acid phosphatase enzymes were determined. Composted and raw sludge incorporation increased CO₂ evolution. However, composted sludge reduced dehydrogenase and urease activities, while crude sludge reduced urease and acid phosphatase activities. The presence of heavy metals and salts in these materials is likely to be the cause of this effect.

Keys Words: Brewery sludge, ultisol, CO₂ evolution, dehydrogenase, urease, acid phosphatase.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de actividades urbanas e industriales conlleva a la producción de desechos o residuos, ello plantea el

problema de su disposición o eliminación, sin provocar contaminación en el ambiente, por lo cual se ha propuesto como una vía ecológica su disposición directa en suelos, sea en tierras de relleno o en tierras agrícolas, para aprovechar su po-

tencial fertilizante (Tisdale, *et al.*, 1993).

El mismo autor señala que los lodos residuales pueden contener metales pesados, compuestos orgánicos sintéticos, y organismos patógenos, que podrían producir efectos negativos a largo plazo en la biodiversidad y funciones biológicas y bioquímicas del suelo, y convertirse en un factor de riesgo para la salud de humanos y animales. Para reducir este riesgo, se ha propuesto someter los lodos a un proceso de compostaje, que si bien produce una disminución de sus contenidos de materia orgánica(MO), provoca un saneamiento del material y la producción de formas no asimilables de los metales pesados.

Surge así la necesidad de evaluar el efecto de estos materiales sobre las distintas propiedades del suelo, especialmente las biológicas. En tal sentido, se han propuesto diferentes modelos o aproximaciones para estudiar la actividad de las comunidades de microorganismos en los suelos agrícolas y se ha indicado como conveniente la evaluación de parámetros, denominados en conjunto "índices de fertilidad biológica", tales como: a) respiración edáfica, consumo de O₂ y/o la liberación de CO₂ por organismos vivos, esta variable ha sido utilizada por muchos investigadores (Parkinson y Coleman, 1991; Bee-se *et al.*, 1994, entre otros). b) actividad enzimática, se evalúa en este caso la presencia de enzimas producto del metabolismo de entes vivos en el suelo, éstas actúan sobre sustratos específicos y por lo tanto dan una idea sobre la funcionalidad del sistema (Ladd, 1978; Skujins, 1978; Tabatabai, 1982).

En Venezuela, se cuenta con importantes industrias generadoras de grandes cantidades de residuos, siendo por tanto necesario realizar investigaciones detalladas que permitan evaluar los riesgos de disponer estos materiales, en suelos agrícolas. Por esta razón, se realizó esta experiencia, en condiciones de invernadero, para evaluar el efecto a corto plazo, de la incorporación de un lodo residual industrial (crudo y compostado), sobre la actividad biológica de un suelo agrícola de baja fertilidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización de los materiales utilizados

El lodo de cervecera (LRC) usado es un residuo semi-sólido, subproducto del tratamiento microbiológico de aguas residuales, del proceso de fabricación de cerveza. El compost usado se originó por compostaje del lodo de cervecera crudo, mediante una técnica modificada de la Pila Estacionaria Aireada de Bettsville (Luque, 1994).

El suelo evaluado es altamente evolucionado y de baja fertilidad, representativo de los Llanos Orientales Venezolanos, clasificado como Typic Kandistult, localizado en la estación experimental del INIA en la ciudad de El Tigre, estado Anzoátegui. Se tomaron muestras del suelo, bajo condiciones de barbecho, a la profundidad de laboreo superficial (0-20 cm).

El muestreo del lodo se realizó en febrero de 1997, en el mismo lugar donde se elaboró el compost (planta de tratamiento de la industria cervecera, Barcelona, estado Anzoátegui) tomando aleatoriamente porciones de lodo, que fueron secadas al aire. Del compost se usó el producto final empacado. Todos estos materiales fueron acondicionados y evaluados. El lodo fue secado al aire, molido y homogeneizado. El compost: fue tamizado en cedazo de 2 mm. El suelo se tamizó a 2 mm y luego se homogeneizó.

Para la caracterización se evaluaron los siguientes parámetros: contenidos de carbono orgánico (Walkley y Black, 1934); N total por Kjeldhal modificado (UCV, 1993); N-NH₄⁺ por extracción con KCl 2M y medición con sulfanilamida, N-NO₃⁻ por extracción con KCl 2M y medición con salicilato de sodio (Kempers y Zweers 1986); P disponible, K, Ca Mg y Na por extracción con Bray I y cuantificación por absorción atómica; pH y CE en relación 1:10 en agua. (UCV, 1993); a las muestras de lodo y compost se les determinó además, el contenido de P orgánico (Kuo, 1996), de lignina y celulosa.

Se determinaron además los contenidos de Cd, Ni, Zn, Pb, y Cu, en las fracciones: i) Total, con HNO₃ (Sposito *et al.*, 1982), ii) Intercambiable, con NH₄Ac (Thomas, 1982) y Mg(NO₃)₂ (Shuman, 1985), iii) Soluble en agua (Giusquiani *et al.*, 1992) y iv) Ligada a la materia orgánica, con DTPA (Lindsay y Norvell, 1978). Todas las mediciones se realizaron con espectrofotómetro de absorción atómica.

Al suelo se le determinó su textura (método de Bouyoucos) y su contenido de humedad a capacidad de campo (1/10 bar), siguiendo los métodos descritos por Pla (1983).

Montaje del experimento

El experimento consistió en incorporar el lodo y el compost en el suelo, e incubar en invernadero durante 101 días, para evaluar los siguientes tratamientos: i) Suelo + compost (equivalente a 37,604 Mg. ha⁻¹), ii) Suelo + lodo (equivalente a 3,386 Mg.ha⁻¹), y iii) Suelo sólo (testigo). El diseño usado fue de bloques totalmente aleatorizados con 4 repeticiones por tratamiento.

Las dosis a incorporar se determinaron de acuerdo a dos criterios: i) la cantidad equivalente a la dosis promedio de N aplicada por los agricultores de la zona de El Tigre (Edo. Anzoátegui) al cultivo del sorgo; es decir, 100 kg de N. ha⁻¹, y ii) la cantidad permitida de metales pesados a ser incorporada anualmente con lodos residuales en suelos de pH ácido (< 7) según la Comunidad Económica Europea (1986).

Las unidades experimentales consistieron de 15 kg de suelo mezclados con la dosis de lodo o compost, correspondiente a cada tratamiento, y colocados en recipientes plásticos. Posteriormente se adicionó agua hasta llevar el suelo a capacidad de campo. La humedad de las unidades experimentales se mantuvo mediante riegos diarios durante los primeros 10 días y riegos semanales hasta el final del experimento.

Se realizaron 13 muestreos, los 10 primeros diarios (esperando una respuesta inmediata de los parámetros biológicos) y los 3 últimos a los 21, 45 y 101 días después de iniciada la incubación. Las muestras fueron tomadas usando una jeringa plástica de 25 ml de capacidad transformada en toma muestra, ello permitió tomar dos porciones de suelo de aproximadamente 40 g por unidad experimental en cada fecha de muestreo, las que se mantuvieron refrigeradas (4 °C).

Determinación de la respiración edáfica (evolución de CO₂)

Para medir la respiración edáfica se instaló una trampa de CO₂ (siguiendo el método de Anderson, 1982) que consistió en un frasco plástico, colocado sobre un soporte metálico a 2 cm del suelo, conteniendo 25 ml de NaOH 0,5 N. El frasco con el álcali se cubrió con un recipiente plástico en forma de campana, cubriendo un área de 0,0206 m². En cada caso se registró la producción de CO₂ durante 24 horas. La medición del CO₂ absorbido se realizó mediante titulación con HCl valorado 0,5 N, usando los indicadores fenolftaleína y anaranjado de

metilo. Los resultados se expresaron en $\text{mg CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hora}^{-1}$.

Actividad enzimática

A las muestras de cada tratamiento se les determinaron las actividades de las enzimas deshidrogenasa, fosfatasa ácida y ureasa. En todos los casos se analizaron muestras control (blancos) para descartar efectos distintos a la actividad enzimática. Para determinar la actividad de la deshidrogenasa se siguió el método de Casida *et al.* (1964), expresándose los resultados en $\mu\text{g TPF} \cdot \text{g suelo seco}^{-1} \cdot 24 \text{ horas}^{-1}$. Para medir la actividad de la fosfatasa ácida se siguió el método de Tabatabai y Bremner (1969), expresándose los resultados en $\mu\text{g p-NF} \cdot \text{g suelo seco}^{-1} \cdot \text{hora}^{-1}$. Para evaluar la actividad ureásica del suelo se siguió el protocolo de trabajo por el método no tamponado; es decir, al pH natural del suelo, de Kandeler y Gerber (1988), pero, sin el uso de tolueno como esterilizante; los resultados se expresaron en $\mu\text{g N-NH}_4 \cdot \text{g suelo seco}^{-1} \cdot 24 \text{ horas}^{-1}$.

Análisis estadístico

El procesamiento de los datos se realizó usando el paquete SAS (1989). El efecto de los tratamientos sobre las variables consideradas, fue evaluado mediante análisis de varianza. En la comparación de medias de tratamientos se usó la prueba de Rangos Múltiples de Duncan.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del suelo, lodo y compost:

Los análisis químicos (Cuadro 1) indican que el suelo bajo estudio tiene reacción ligeramente ácida (Palmaven, 1992) cuando su pH es medido en relación suelo: agua 1:10, condición que puede incrementar la disponibilidad de los metales pesados que sean introducidos. Por otra parte, no presenta problemas de acumulación de sales, tal como lo indica su bajo valor de conductividad eléctrica (Edafofinca, 1988).

En general, el suelo presenta bajos contenidos de CO, N total (Palmaven, 1992; Edafofinca, 1988), N-NH_4^+ , N-NO_3^- disponibles (Brinford *et al.*, 1992), P (Gilbert *et al.*, 1990), Ca, Mg (UCV, 1993), y K (Palmaven, 1992). En síntesis, el suelo utilizado presenta bajo nivel de fertilidad química. La distribución de tamaño de partículas del suelo indica alto contenido de arena y bajo contenido de limo y arcilla, siendo su textura arenosa, lo que define propiedades físicas tales como su baja retención de humedad a capacidad de campo (4,22 % en volumen) y un valor de densidad aparente alto ($1,65 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$). Con relación al contenido de metales pesados en el suelo (Cuadro 2), en casi todos los casos los mayores niveles detectados corresponden a la fracción total extraída con HNO_3 4N; dichos niveles están por debajo de los valores límites establecidos por la Comunidad Económica Europea (1986) para suelos con $\text{pH} < 7$ (Cd: 1-3; Cu: 50-140; Ni: 30-75; Pb: 50-300 y Zn: 150-300 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$). En la fracción intercambiable sólo pudo detectarse el Zn, y en la fracción soluble en agua sólo el Pb; los demás metales pesados no pudieron ser detectados con los métodos utilizados. Estos resultados indican que el suelo no ha sido sometido a procesos de contaminación con estos metales.

El análisis químico del lodo (Cuadro 1) revela un pH ligeramente alcalino. Presenta un valor medio de conductividad eléctrica en relación suelo: agua, 1:10; el elevado valor de RAS indica además el alto contenido de Na (UCV, 1993). Lo más favorable de la composición química del lodo lo repre-

senta los altos contenidos de carbono orgánico (CO), N total, K y P disponibles, indicando un alto potencial como fuente de nutrientes, potencialidad que podría verse limitada debido al alto contenido de Na que llegaría al suelo con la incorporación de este material.

Cuadro 1. Análisis químico del lodo y del compost, y físico-químico del suelo ^{a)}.

Características	Suelo (Typic Kandiustult)	Lodo Residual de cervecería (LRC)	Compost de cervecería
pH (1:10)	6,5	7,36	7,20
CE (1:10, mS. cm^{-1})	16	161	212
RAS	903	19567	2604
CO (g. Kg^{-1})	6,38	28480	17082
N total (g. Kg^{-1})	148	4217	237
Relación C : N	431	675	7207
N-NO_3^- (mg. Kg^{-1})	804	1046	100725
N-NH_4^+ (mg. Kg^{-1})	800	46,57	11,43
P orgánico (mg. Kg^{-1})	-	923000	282500
P-Bray 1 (mg. Kg^{-1})	689	39587	41864
Ca (mg. Kg^{-1})	497	1944	1073
Mg (mg. Kg^{-1})	448	2783	723
K (mg. Kg^{-1})	423	17857	3098
Na (mg. Kg^{-1})	621	30083	2468
Arena (%)	936	-	-
Limo (%)	40	-	-
Arcilla (%)	24	-	-
Humedad (%; cm^3/cm^3)	422	-	-
Da (Mg. m^{-3})	167	-	-
Lignina (%)	-	231	469
Celulosa (%)	-	351	638

^{a)} Unidades expresadas sobre la base de peso de material seco al aire

Los contenidos de casi todos los metales pesados en el lodo (Cuadro 2) resultaron ser más altos en la fracción total. Así mismo, ninguno de ellos sobrepasó el valor límite establecido por la Comunidad Económica Europea (1986) para lodos destinados a utilización agrícola en suelos con $\text{pH} < 7$ (Cd: 20; Cu: 1000; Ni: 300; Pb: 750 y Zn: 2500 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$).

Luque *et al.*, (1982) encontraron resultados similares, en magnitud, a los obtenidos en parámetros como: CO, N-NO_3^- , Ca, y pH (si se considera la relación suelo: agua en que fue determinado). Luque y Sucre (1982), señalaron una alta variabilidad entre los valores de las características químicas determinadas a LRC. En relación a los metales pesados los niveles obtenidos son similares a los encontrados por Anzola y Rivero (1997) para un LRC, a excepción del Zn.

En cuanto al análisis del compost, (Cuadro 1), revela un pH ligeramente alcalino, un alto valor de CE que indica presencia de sales, y un alto valor de RAS, lo que sería una desventaja para su incorporación en el suelo; sin embargo, presenta y características positivas tales como altos contenidos de CO, N-NO_3^- y P disponibles.

Efecto de los tratamientos sobre la actividad biológica del suelo

Evolución de CO_2 .

La aplicación del lodo y del compost promovió la evolución de CO_2 por los microorganismos del suelo, al degradar el CO incorporado con estos materiales (Cuadro 3). Resultados similares fueron encontrados por Anzola y Rivero (1997) al incorporar lodo de cervecería en dos suelos de la región central

de Venezuela. Asimismo, otros investigadores han señalado efectos positivos de la incorporación de lodos y aguas residuales sobre la respiración edáfica, inclusive con la presencia de contenidos importantes de metales pesados en estos materia-

les (Valsecchi *et al.*, 1995; Fließbach *et al.*, 1994; Ortiz y Alcáñiz, 1993).

Cuadro 2. Contenidos de metales pesados en sus diferentes fracciones.

Material	Fracciones	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni
		mg.kg ⁻¹ materia seca al aire				
Suelo Typic Kandustul	Totales	0,5	6,4	0,2	1,2	0,6
	DTPA	0,7	2,1	1,0	1,2	PDL
	NH ₄ Ac	PDL*	0,2	PDL	PDL	PDL
	Mg (NO ₃) ₂	PDL	3,5	PDL	PDL	PDL
	H ₂ O	PDL	PDL	PDL	0,4	PDL
Lodo Cervecerero	Totales	163	220	3,5	370	16
	DTPA	5,0	41,5	1,0	17,6	16,7
	NH ₄ Ac	0,9	2,8	PDL	2,3	0,9
	Mg (NO ₃) ₂	6,3	8,9	PDL	PDL	3,5
	H ₂ O	1,7	3,5	PDL	3,0	1,5
Compost cervecero	Totales	63,5	160,7	2,6	168	20,3
	DTPA	50,3	134,5	2,4	126,8	5,2
	NH ₄ Ac	1,1	1,7	PDL	2,2	PDL
	Mg (NO ₃) ₂	2,9	PDL	0,3	0,7	PDL
	H ₂ O	0,5	0,2	PDL	12	0,3

*PDL: Por debajo del límite detectable.

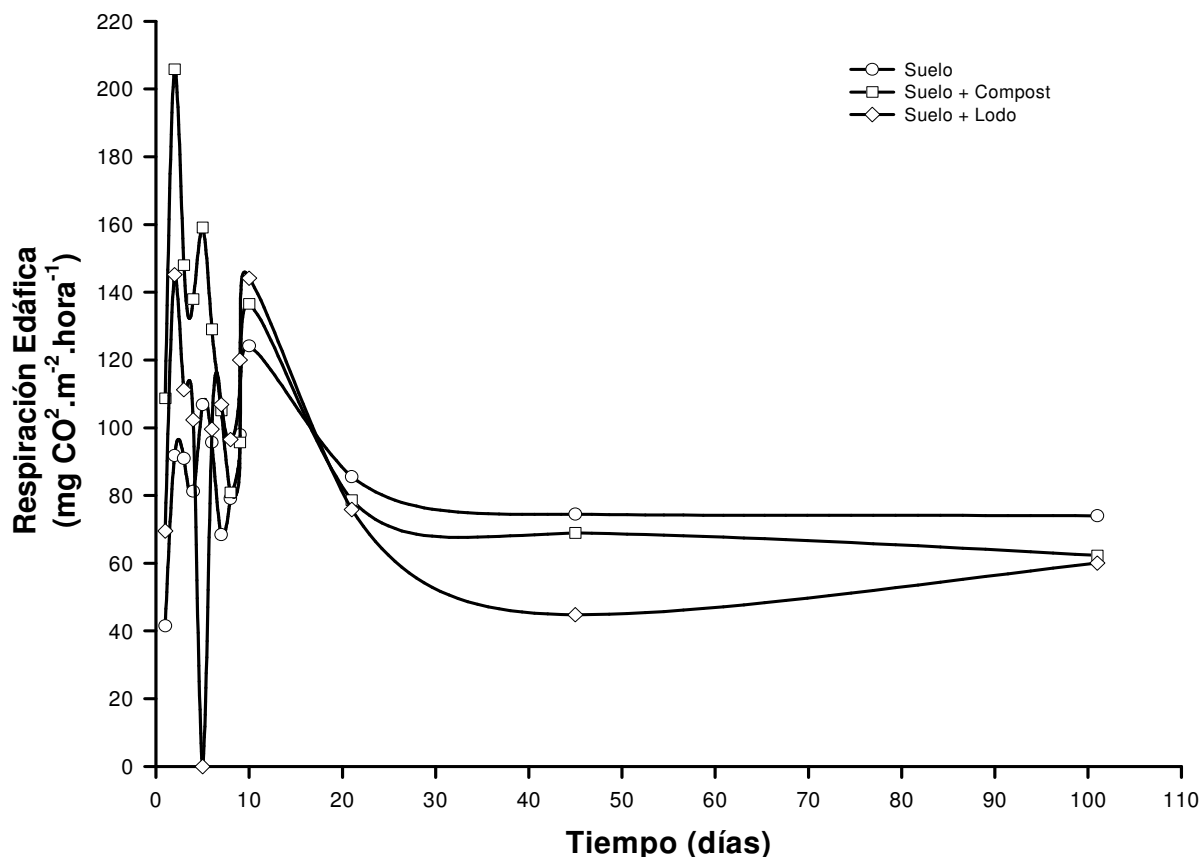


Figura 1. Efecto de la incorporación del lodo y del compost sobre la evolución del CO₂ del suelo.

Al observar las tendencias de la evolución de CO₂ en los tratamientos (Figura 1), se aprecia que en el suelo testigo,

el máximo valor de evolución de CO₂ se presentó a los 10 días de incubación, y a partir de este momento hubo un descenso hasta un nivel en que se mantuvo constante. Los tratamientos suelo + compost y suelo + lodo presentaron su máximo valor de evolución de CO₂ en el segundo día de incubación, siguiendo también una tendencia al descenso hasta el final del experimento, siendo este descenso más acentuado en el tratamiento suelo + lodo, lo que pudiera indicar un efecto negativo del lodo.

Resultados similares fueron obtenidos por Anzola y Rivero (1997) y Ortiz y Alcañiz (1993), sugiriendo la posibilidad de una disminución del contenido de MO lábil con el tiempo. Anzola y Rivero (1997), quienes incubaron lodo cervecero, en condiciones de laboratorio, en dos suelos: Maracay y Guataparó, encontraron valores máximos de evolución de CO₂ a los 9 días de incubación, siendo más alto para Maracay, un suelo con mejores condiciones químicas para la actividad biológica (pH neutro y más alto contenido de CO).

Deshidrogenasa.

El testigo presentó la mayor actividad de deshidrogenasa, mientras que el tratamiento suelo + compost tuvo la más baja actividad (Cuadro 3). La incorporación del lodo no produjo efecto sobre la actividad de deshidrogenasa del suelo, mientras que la incorporación del compost causó un efecto negativo. Trabajos realizados por otros investigadores han mostrado

efectos tanto negativos (Chander *et al.*, 1995; Martens *et al.*, 1992; Chander y Brookes, 1991; Reddy *et al.*, 1987), como positivos (Serra-Wittling *et al.*, 1995; Guisquiani *et al.*, 1995; Kannan y Oblisami, 1990; Pichtel y Hayes, 1990) sobre la deshidrogenasa, cuando se han aplicado aguas residuales, lodos o composts a diferentes suelos. Chander *et al.* (1995), encontraron que al cabo de 64 semanas de incubación de suelos con lodos residuales, la actividad de la deshidrogenasa fue más baja en los tratamientos con lodos que tenían alta concentración de metales, e igualmente una reducción de la actividad con dosis crecientes de un lodo con baja concentración de metales. Resultados similares fueron obtenidos previamente por Chander y Brookes (1991), con incubaciones de 7 días, lo que indica un efecto inmediato. Martens *et al.* (1992), evaluando la aplicación de cuatro tipos de abonos orgánicos (estiércol, residuo de cebada, alfalfa y lodo residual) a un suelo franco (pH: 7,9; CO: 10g.Kg⁻¹) en condiciones de campo, encontraron que el lodo residual (pH: 6,9; C:N: 5) produjo el menor aumento de la actividad de la deshidrogenasa, atribuyendo la causa a su contenido de metales. Reddy *et al.* (1987) encontraron que la aplicación en dosis crecientes (40, 80 y 120 Mg.ha⁻¹) de un lodo residual (mezcla: doméstico e industrial, con N total: 14,8 y P total: 5,5 g. Kg⁻¹, y los siguientes niveles de metales pesados: Cd: 15, Cu: 250, Ni: 70, Pb: 65 y Zn: 305 g. Kg⁻¹) redujo la actividad de la deshidrogenasa, después de 40 días de incubación.

Cuadro 3. Efecto de la incorporación del LCR y del compost sobre la evolución de CO₂ y actividades enzimáticas del suelo.

Tratamientos	CO ₂ Mg.m ⁻² .hora ⁻¹	Deshidrogenasa (µg TPF. g suelo seco ⁻¹ . 24 h ⁻¹)	Fosfatasa ácida (µg p-NF. g suelo seco ⁻¹ . h ⁻¹)	Ureasa (µg N-NH ₄ . g suelo seco ⁻¹ . 24 h ⁻¹)
Suelo	85,50 c*	5,97 a	530,34 b	0,91 a
Suelo + compost	116,66 a	2,22 b	605,22 a	0,73 b
Suelo + lodo	100,35 b	5,86 a	435,41 c	0,17 c

* Valores con letras diferentes en una misma columna son estadísticamente diferentes al nivel de probabilidad del 95%.

Entre las investigaciones que señalan un efecto positivo de lodos y compost sobre esta enzima, está la de Serra-Wittling *et al.* (1995), quienes obtuvieron actividad más alta con dosis crecientes de tres tipos de compost (elaborados a partir de residuos urbanos, con CO: 13 a 16 %, C:N: 9,5 a 11,3, pH: 8,5 a 8,7) incorporados a un suelo (pH: 7,3, CO: 1,08 %) e incubados durante 189 días. Guisquiani *et al.* (1995) encontraron incrementos de la actividad de deshidrogenasa en un suelo calcáreo, con la aplicación de un compost de residuos urbanos. Pichtel y Hayes (1990) obtienen efecto positivo sobre la enzima en un suelo franco limoso tratado con 5 % de un lodo residual después de 28 días de incubación. Kanan y Oblisami (1990) encontraron mayor actividad de la enzima en suelos irrigados con efluentes de una industria del papel (pH: 8,1; N total: 30, P disponible: 2 y Na: 400 mg.l⁻¹). En todos estos casos, los autores atribuyen el efecto positivo sobre la actividad de la enzima al contenido de CO y de algunos elementos esenciales (N, P, etc.) incorporados con los residuos, los cuales favorecerían la actividad y proliferación microbiana. Sin embargo, no se menciona la caracterización de metales pesados de los diferentes residuos.

Las tendencias de la actividad de la deshidrogenasa en los tratamientos (Figura 2), siguieron un comportamiento errático durante los primeros 10 días de incubación, con un ascenso hacia el final del experimento (101 días), cuando se alcanzan los máximos valores de actividad. Serra-Wittling *et*

al. (1995) también encontraron tendencias al ascenso de actividad de la enzima en el suelo hacia el final de 186 días de incubación con diferentes compost, aunque sin diferencias significativas entre los tratamientos.

Los niveles de actividad de la deshidrogenasa resultaron ser relativamente bajos, pero de similar magnitud a los obtenidos por otros investigadores en suelos con características químicas similares o diferentes (Beyer *et al.*, 1993; Martens *et al.*, 1992; Kanan y Oblisami, 1990; Pancholy y Rice, 1972).

Los relativamente bajos niveles de actividad encontrados pudieran deberse a las características del suelo (textura arenosa y pH ácido). Beyer *et al.* (1993) encontraron una fuerte correlación positiva entre el contenido de arcilla y el pH, con la deshidrogenasa; sin embargo, la variabilidad de la actividad en suelos con similitud en estas características, los lleva a pensar que la actividad de la enzima también estaría relacionada con reacciones específicas del suelo como potencial redox, flujo de agua y suplencia de aire. Se carece de explicación lógica para los valores registrados a los 101 días, y se plantea además la interrogante acerca de los niveles de actividad entre los 45 y los 101 días, ello indicaría la necesidad de realizar incubaciones donde se precise lo sucedido durante estos períodos, ya que no fue posible ubicar información donde se describa un comportamiento similar.

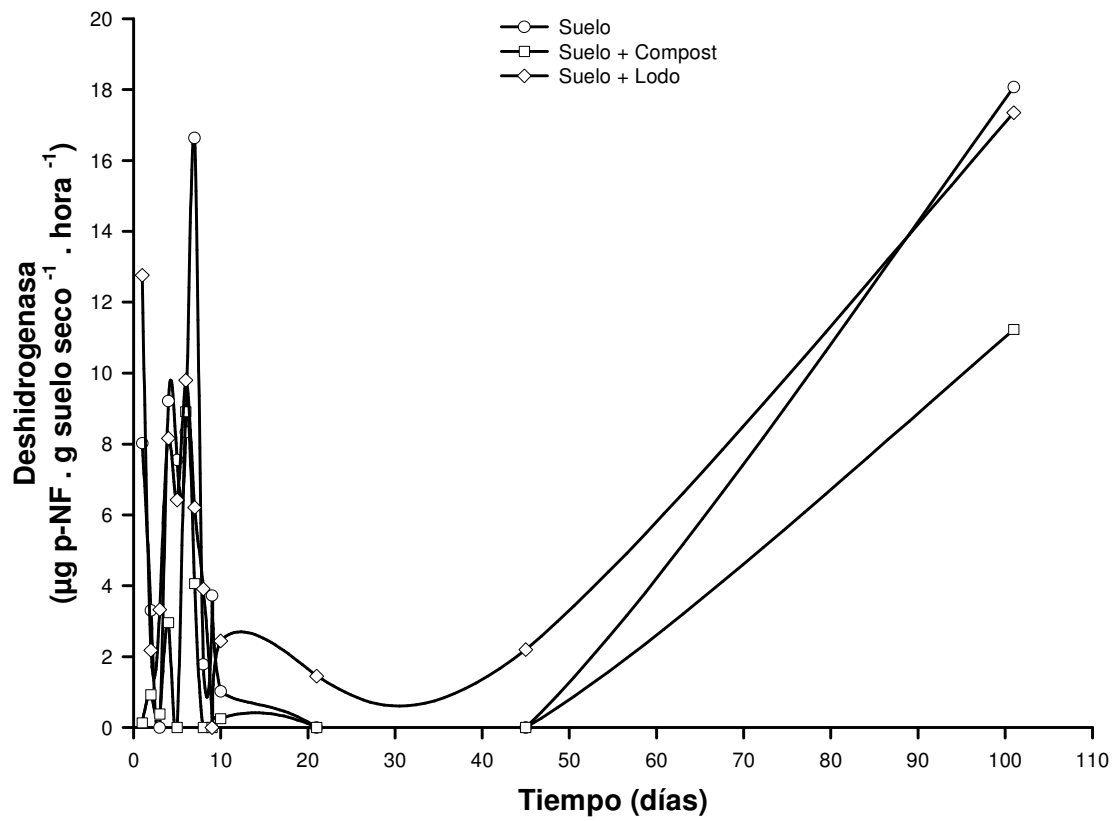


Figura 2. Efecto de la incorporación del lodo y del compost sobre la actividad de la deshidrogenasa en el suelo.

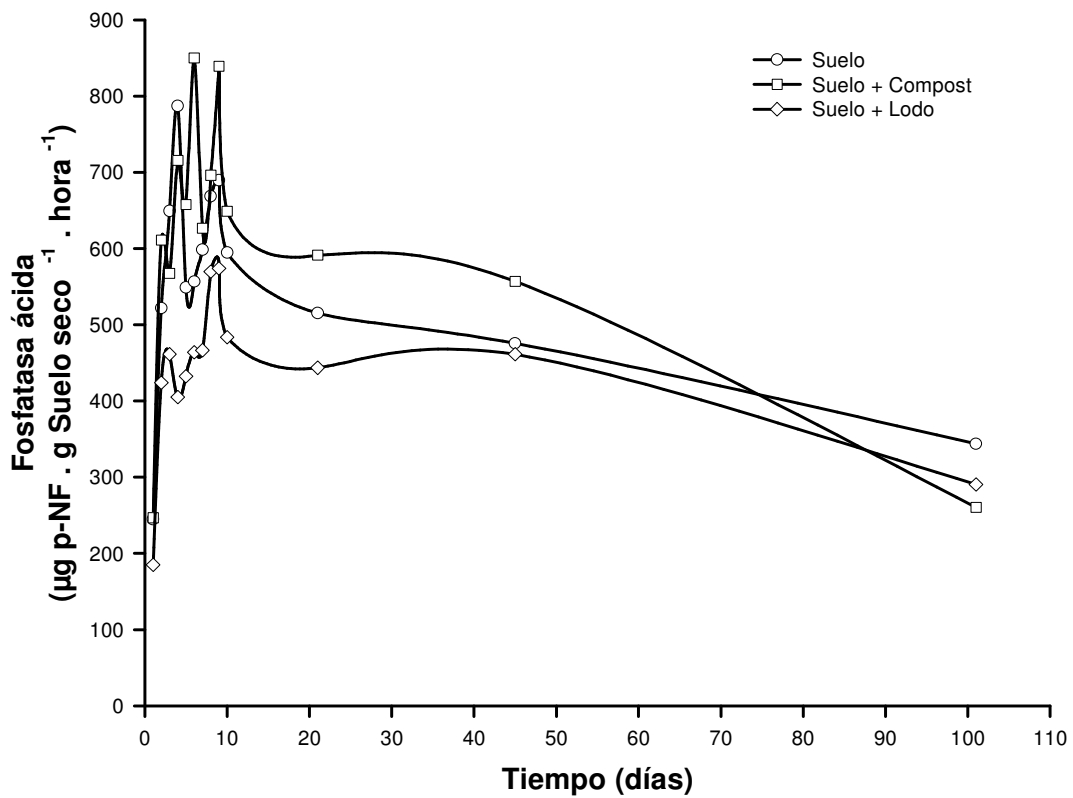


Figura 3. Efecto de la incorporación del lodo y del compost sobre la actividad de la fosfatasa ácida en el suelo.

Fosfatasa ácida.

El tratamiento suelo + compost presentó la más alta actividad de la fosfatasa ácida, mientras que la más baja actividad le correspondió al tratamiento suelo + lodo (Cuadro 3). Se ha señalado que la enzima está relacionada con niveles de P orgánico en el suelo (Speir y Ross, 1978; Sinsabaugh, 1994). Si se considera que hubo mayor aporte de P orgánico con la dosis aplicada de compost, el resultado obtenido parece apoyar esta hipótesis. De manera similar, Giusquiani *et al.* (1995) indicaron un incremento lineal de la actividad de las fosfomonoesterasas y fosfodiesterasas, debido a las sustancias orgánicas incorporadas con la aplicación de un compost de residuos urbanos en dosis de 10 y 90 Mg. ha⁻¹. Por otra parte, Martens *et al.* (1992) encontraron que la adición de un lodo residual, produjo un incremento de la actividad de la fosfatasa ácida del suelo, que fue más bajo que el incremento producido por otros abonos orgánicos, lo que aduce un efecto negativo de los metales pesados en el lodo. Reddy *et al.* (1987) también observaron disminución de la fosfatasa con la adición creciente de un lodo residual al suelo.

La actividad de la fosfatasa ácida presentó tendencia al ascenso, en todos los tratamientos, durante los primeros 10 días, para luego descender hasta el final de la incubación, y ubicarse en niveles ligeramente por encima de los niveles iniciales (Figura 3).

Los niveles de actividad de fosfatasa ácida encontrados en esta investigación son relativamente altos, aparentemente favorecidos por el pH ácido del suelo. Al compararlos con los obtenidos en otras investigaciones, se encuentran por encima de los niveles señalados para suelos que tenían como caracte-

rística común, un pH > 7 (Giusquiani *et al.*, 1995; Martens *et al.*, 1992; Reddy *et al.*, 1987). Por otra parte es conocido que la actividad de las fosfatasa, al igual que las demás enzimas, puede disminuir si el pH del suelo es diferente a su pH óptimo (Speir y Ross, 1978). A este respecto, McCarty *et al.* (1994) encontraron disminución de la actividad de la fosfatasa ácida al aplicar enmiendas enalantes al suelo que aumentaron su pH desde 4,2 hasta 8,0, obteniendo los niveles máximos de actividad con valores de pH < 5,5.

Ureasa.

Aparentemente alguna característica del lodo y del compost causó un efecto negativo sobre la actividad ureásica del suelo (Cuadro 3), al respecto, se ha indicado que un alto contenido de N-NH₄⁺ puede inhibir la actividad (Reddy *et al.*, 1987), pero las cantidades de N-NH₄⁺ incorporadas al suelo fueron más bien bajas. La causa parece estar en el aporte de metales pesados que, aunque relativamente baja, pudo haber producido un efecto negativo sobre la actividad de la enzima. Chandler *et al.* (1995) encontraron que la mineralización del N orgánico, contenido en lodos residuales, fue más alta en los suelos que recibieron lodos con baja concentración de metales, en comparación con los suelos que recibieron lodos con alto contenido de Zn, siendo la inhibición relativa: Zn > Ni > Cu > Cd.

El comportamiento de la ureasa durante el período de incubación, muestra la más baja actividad en todos los tratamientos durante los primeros 6 días (Figura 4). Al final del período de incubación, la actividad ureásica en todos los tratamientos es superior a los niveles iniciales..

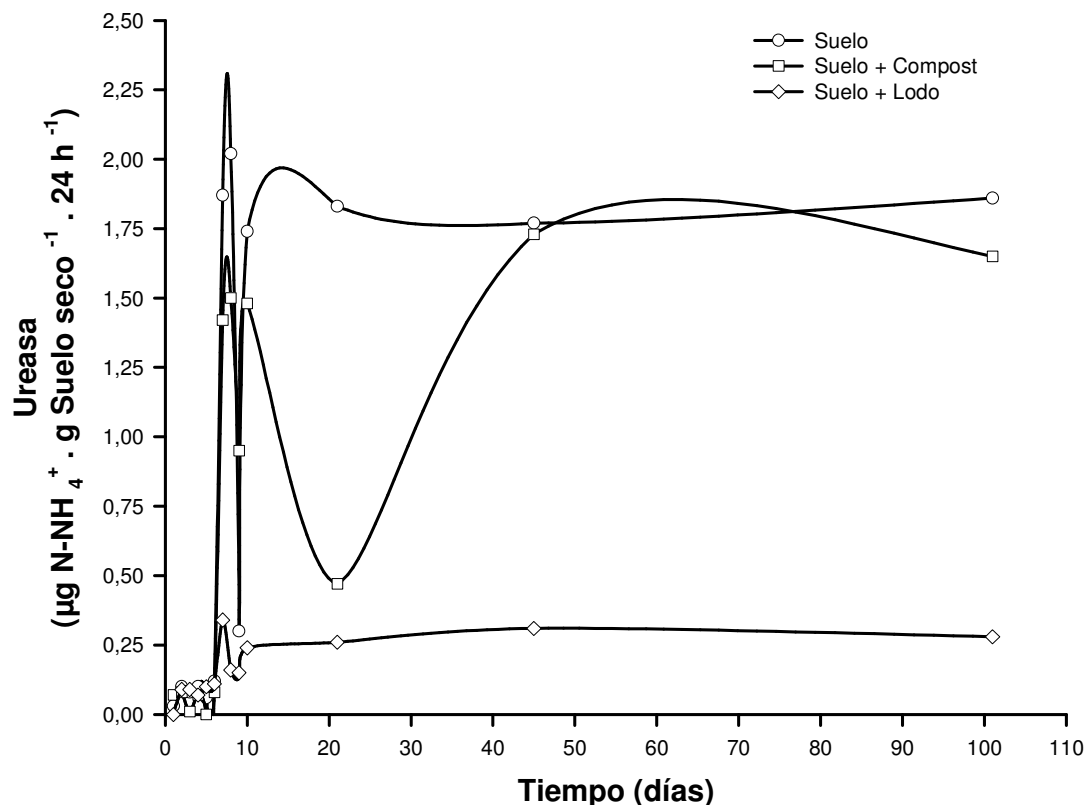


Figura 4. Efecto de la incorporación del lodo y del compost sobre la actividad de la ureasa en el suelo.

Serra-Wittling *et al.* (1995), encontraron que la actividad de la ureasa fue más alta en los tratamientos con compost, en la mitad del período de incubación (84 días), mientras que en el suelo sólo, la actividad aumentó al final (189 días). El incremento de actividad ureásica fue precedido de una disminución de la evolución de CO₂ y de la actividad de la deshidrogenasa, lo que habría producido una mayor disponibilidad de proteínas debido a la muerte de parte de la población microbiana, estimulando la producción de enzimas del ciclo del N

Los niveles de actividad de la ureasa fueron relativamente bajos, si se comparan con los valores obtenidos por otros investigadores en suelos que tenían pH > 7 (Serra-Wittling *et al.*, 1995; Martens *et al.*, 1992; Reddy *et al.*, 1987). Sin embargo, fueron de similar magnitud a los valores obtenidos por Pancholy y Rice (1973) en dos suelos con pHs 5,42 y 5,52. Así mismo, McCarty *et al.* (1994) señalan un aumento de actividad ureásica al elevar, con materiales encalantes, el pH de un suelo inicialmente ácido, desde pH 4,2 hasta pH 8,0. Por otra parte, se ha indicado que los suelos de textura arenosa tienen menor actividad ureásica (Bremner y Mulvaney, 1978).

Estas diferencias en los niveles de actividad ureásica indican el efecto de algunas características del suelo (pH, textura) pero también se deben considerar otras variables propias del método de determinación adoptado en los experimentos, como son: uso de buffer y tolueno, pH, temperatura y tiempo

de incubación (Bremner y Mulvaney, 1978). En la presente investigación no se usó buffer, con el propósito de conocer los valores de actividad ureásica en condiciones de pH original del suelo, y tampoco se usó el tolueno, agente esterilizante que se adiciona para evitar la proliferación microbiana, y por ende, la síntesis de enzimas, que pueden ocurrir con tiempos de incubación que exceden 2 h.

Efecto aditivo teórico de la incorporación del lodo y del compost sobre la actividad enzimática del suelo

El efecto aditivo teórico de la incorporación de estos materiales sobre la actividad enzimática del suelo se calculó mediante la ecuación propuesta por Serra-Wittling *et al.* (1995): actividad aditiva teórica = (proporción de suelo x actividad enzimática del suelo) + (proporción del lodo o compost x actividad enzimática del lodo o compost). Este parámetro obtenido permitió calcular la pérdida de actividad enzimática: pérdida de actividad = [(actividad aditiva teórica - actividad medida) / actividad aditiva teórica] x 100. De esta forma se estimaron las pérdidas de actividad en las mezclas de suelo con lodo y compost (Cuadro 4), y se observa que para casi todas las enzimas ocurrió una pérdida teórica de actividad en relación a la esperada de la suma de las actividades del suelo y de estos materiales. La fosfatasa ácida fue la única enzima que mostró un incremento de actividad en la mezcla suelo + compost.

Cuadro 4. Actividades en los materiales originales y aditivas teóricas por gramo de suelo, y pérdidas de actividad.

Tratamiento	Deshidrogenasa µg TPF. 24 h ⁻¹	Fosfatasa ácida µg p-NF. h ⁻¹	Ureasa µg N-NH ₄ . 24 h ⁻¹
Suelo	5,97	530,34	0,91
Lodo	5778,33	1305,02	17010,80
Compost	522,00	132,95	1831,60
Suelo + lodo			
Aditividad teórica	12,52	531,11	205,03
Pérdida de actividad (%)	53,19	18,02	99,9
Suelo + compost			
Aditividad teórica	11,74	525,46	247,06
Pérdida de actividad (%)	81,09	-15,17	99,7

La pérdida de actividad enzimática de los suelos ha sido explicada por varios autores como resultado de su adsorción sobre las partículas de arcilla y MO (Skujins, 1978; Burns, 1978), explicación que no parece apropiada a este caso, ya que el suelo utilizado es de textura arenosa y de bajo contenido de MO. La forma como se llevó a cabo esta experiencia (no se evaluó la dinámica de los metales pesados y de otros parámetros químicos en el suelo) conducen a buscar explicaciones un tanto especulativas al comportamiento observado, en tal sentido se puede hacer uso del trabajo de Serra-Wittling *et al.* (1995) quienes especularon que la mezcla suelo y compost puede inducir cambios en el pH, salinidad, y otros parámetros que afecten severamente la microflora del suelo y del compost. La producción de alguno de estos efectos podría provocar que los microorganismos productores de enzimas específicas pudieron ser destruidos o inhibidos, induciendo una pérdida de actividad enzimática.

CONCLUSIONES

La incorporación del LRC, crudo y compostado, produjo

un incremento significativo de la evolución de CO₂. En lo que respecta a las actividades enzimáticas, a excepción del incremento significativo de la fosfatasa ácida provocado por el compost, las demás enzimas fueron reducidas en su actividad o no fueron afectadas por la incorporación de estos materiales al suelo. La causa del efecto negativo producido por el lodo y el compost sobre la actividad de algunas enzimas del suelo no queda establecida en esta investigación; sin embargo, posiblemente la composición química de los materiales y/o las características del suelo influyeron para modificar el comportamiento de estas variables en el suelo, aun con dosis relativamente bajas de material incorporado.

El comportamiento general de las variables: evolución de CO₂, fosfatasa ácida y ureasa, durante el período de incubación, independientemente de los tratamientos, mostró los máximos niveles en los primeros 10 días, lo que indica un rápido estímulo biológico bajo las condiciones del experimento.

Los resultados de esta investigación reafirman la necesidad de realizar estudios más amplios que consideren la evaluación de otros parámetros químicos y biológicos implicados

en las transformaciones y procesos que intervienen en la mineralización de materiales orgánicos incorporados al suelo.

LITERATURA CITADA

- Anderson, J.** 1982. Soil respiration. *In: Methods of soil analysis. Part 2. Second edition. Chemical and Microbiological Properties.* A.L. Page, R. H. Miller and D.R. Keeney (Eds.) Agron. Ser. N°9, Am. Soc. Agron. Inc., Madison, W.I., pp. 831-871.
- Anzola, F. y C. Rivero.** 1997. Efecto de la incorporación de lodo de cervecería sobre la fracción de metales pesados hidrosolubles en suelos. *In: Memorias del XIV Congreso Venezolano de la Ciencia del Suelo.* Trujillo. CD-ROM.
- Beese, F., A. Hartmann, T. Beck, R. Rackwitz y L. Zelles.** 1994. Microbial community structure and activity in agricultural soils under different management. *Z. Pflanzenernähr Bodenk.* 157:187-195.
- Beyer, L., C. Wachendorf, D. Elsner y R. Knabe.** 1993. Suitability of dehydrogenase activity assay as an index of soil biological activity. *Biol Fertil. Soils.* 16:52-56.
- Bremner, J. y L. Mulvaney.** 1978. Urease. *In: Soil Enzymes.* R. G. Burns (Ed.). Academic Press, Inc. (London). 380 P.
- Brinford, G., A. Blackmer y M. Cerrato.** 1992. Relationship between corn yields and soil nitrate late spring. *Agron. J.* 84:59-63.
- Burns, R.** 1978. Enzyme activity in soil: Some theoretical and practical considerations. *In: Soil Enzymes.* R. G. Burns (Ed.). Academic Press, Inc. (London). 380 p.
- Casida, L., D. Klein y T. Santoro.** 1964. Soil dehydrogenase activity. *Soil Sci.* 98:371-376.
- Chander, K. y P. Brookes.** 1991. Is the dehydrogenase assay invalid as a method to estimate microbial activity in copper-contaminated soils. *Soil Biol. Biochem.* 23(10):909-915.
- Chander, K., P. Brookes y S. Harding.** 1995. Microbial biomass dynamics following addition of metal-enriched sewage sludges to a sandy loam. *Soil Biol. Biochem.* 27(11): 1409-1421.
- Comunidad Económica Europea.** 1986. Council directive on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture, p. 10. Official Journal of the European Communities L181, Annex 1 A.
- Edafofinca.** 1988. Criterios de interpretación de análisis de suelo con fines de fertilidad. Mimeografiado. 4 p.
- Fließbach, A., R. Martens y H. Reber.** 1994. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biol. Biochem.* 26(9):1201-1205.
- Gilbert, J., I. Lopez y R. Perez.** 1990. Manual de métodos y procedimientos de referencia (análisis de suelos para diagnóstico de fertilidad). Versión preliminar. Maracay, Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias (CENIAP). 164 p.
- Giusquiani, P., G. Gigliotti, y D. Businelli.** 1992. Mobility of heavy metals in urban waste-amended soils. *J. Environ. Qual.* 21(3):330-335.
- Giusquiani, P., M. Pagliai, G. Gigliotti, D. Businelli y A. Benetti.** 1995. Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.* 24:175-182.
- Kannan, K. y G. Oblisani.** 1990. Influence of paper mills effluents irrigation on soil enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 22(7):923-926.
- Kandeler, E. y H. Gerber.** 1988. Short-term assay of urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fertil. Soils.* 6:68-72.
- Kempers, A. y A. Zweers.** 1986. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.* 17:715 - 723.
- Kuo, S.** 1996. Phosphorus. *In: Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods.* S. Segoe (Ed.). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Madison, WI, USA. pp:869-919.
- Ladd, J.** 1978. Origin and range of enzymes in soil. *In: Soil Enzymes.* R.G. Burns (Ed.). Academic Press, Inc. (London). 380 p.
- Lindsay, W. y W. Norvell.** 1978. Development of DTPA test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42:421-428.
- Luque, O.** 1994. Residuos sólidos en plantas de compostaje. Curso internacional sobre manejo de desechos sólidos. Fundación CIEPE. San Felipe, Edo. Yaracuy. 24 p.
- Luque, O. y R. Sucre.** 1982. Avance del estudio de lodos cerveceros como acondicionadores de suelos en las mesas orientales de Venezuela. Convenio Fundación Polar-FONAIAP. Maracay. CENIAP. 19 p.
- Luque, O., R. Sucre y L. Chauran.** 1982. Estudio de los lodos residuales de cervecería como acondicionadores del suelo. Convenio Fundación Polar-FONAIAP. Informe Anual. El Tigre. CENIAP.
- McCarty, G., R. Siddaramappa, R. Wright, E. Codling y G. Gao.** 1994. Evaluation of coal combustion byproducts as soil liming materials: their influence on soil pH and enzyme activities. *Biol Fertil. Soils.* 17:167-172.
- Martens, D., J. Johanson, y W. Frankenberger.** 1992. Production and persistence of soil enzymes with repeated addition of organic residues. *Soil Science,* 153(1):53-61.
- Ortiz, O. y J. Alcañiz.** 1993. Respiration potential of microbial biomass in a calcareous soil treated with sewage sludge. *Geomicrobiology Journal.* 11:333-340.
- Palmaven.** 1992. Análisis de suelo y su interpretación. Publicaciones de divulgación agrícola. A. González (Ed.). Segunda edición. Caracas. 12 p.
- Pancholy, S. y E. Rice.** 1973. Soil enzymes in relation to oil field succession: amylase, cellulase, invertase, dehydrogenase, and urease. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 37:47-50.

- Parkinson, D. y D. Coleman.** 1991. Methods for assessing soil microbial populations, activity and biomass. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 34:3-33.
- Pichtel, J. y J. Hayes.** 1990. Influence of fly ash on soil microbial activity and populations. *J. Environ. Qual.* 19(3): 593-597.
- Pla, I.** 1983. Metodología para la caracterización física con fines de diagnóstico de problemas de manejo y conservación de suelos en condiciones tropicales. *Revista Facultad de Agronomía, U.C.V. Alcance* 32. Maracay, Venezuela. 91 p.
- Reddy, G., A. Faza y B. Richard.** 1987. Activity of enzymes in rhizosphere and non-rhizosphere soils amended with sludge. *Soil Biol. Biochem.* 19 (2):203-205.
- Sinsabaugh, R.** 1994. Enzymic analysis of microbial pattern and process. *Biol. Fertil. Soils*. 17:69-74.
- Serra-Wittling, C., S. Houot, y E Barriuso.** 1995. Soil enzymatic response to addition of municipal solid-waste compost. *Biol Fertil. Soils*. 20:226-236.
- Shuman, L.** 1985. Fractionation method for soil microelements. *Soil Science*. 140(1):11-22.
- Skujins, J.** 1978. History of abiotic soil enzyme research. *In: Soil Enzymes*. R.G. Burns (Ed.). Academic Press, Inc. (London). 380 p.
- Speir, T. y D. Ross.** 1978. Soil phosphatase and sulphatase. *In: Soil Enzymes*. R.G. Burns (Ed.). Academic Press, Inc. (London). 380 p.
- Sposito, G., L. Lund y C. Chang.** 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46:260-264.
- Tabatabai, M.** 1982. Soil enzymes. *In: Methods of Soil Analysis. Part 2. Second edition. Chemical and Microbiological Properties*. A.L. Page, R. H. Miller and D.R. Keeney (Eds.) Agron. Ser. N° 9, Am. Soc. Agron. Inc., Madison, W.I., pp. 903-947.
- Tabatabai, M. y J. Bremner.** 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1:301-307.
- Tisdale, S., L. Nelson, J. Beaton y J. Havlin.** 1993. Cropping systems and soil management. *In: Soil fertility and fertilizers*. Paul Corey (Ed.). MacMillan Publishing Company, New York, USA. Quinta edición. 634 p.
- Thomas, G.** 1982. Exchangeable cations. *In: Methods of Soil Analysis. Part 2. Segunda edición. Chemical and Microbiological Properties*. A.L. Page, R. H. Miller and D.R. Keeney (Eds.) Agron. Ser. N°9, Am. Soc. Agron. Inc., Madison, W.I., pp 159-165.
- UCV.** 1993. Métodos de análisis de suelos y plantas utilizados en el Laboratorio General del Instituto de Edafología. Facultad de Agronomía. Maracay. Año 1, N° 6. 89 p.
- Valsecchi, G., C. Gigliotti y A. Farini.** 1995. Microbial biomass, activity, and organic matter accumulation in soils contaminated with heavy metals. *Biol Fertil. Soils*. 20:253-259.
- Walkley, A. y I. A. Black.** 1934. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration. *Soil Sci.* 37:29-38.
-