

CALIDAD NUTRIMENTAL DE CUATRO ABONOS ORGÁNICOS PRODUCIDOS A PARTIR DE RESIDUOS VEGETALES Y PECUARIOS

Nutritional Quality of Four Organic Fertilizers Produced from Mixtures of Vegetable and Cattle Residues

Ofelia Adriana Hernández-Rodríguez^{1‡}, Ana Hernández-Tecorral¹, César Rivera-Figueroa¹,
Ana María Arras-Vota¹ y Dámaris Ojeda-Barrios¹

RESUMEN

Los residuos vegetales y pecuarios no tratados constituyen una importante fuente de contaminantes para el agua y el suelo. El compostaje de mezclas de estiércol de ganado vacuno lechero, estiércol de gallina, aserrín y esquilmos de maíz fue evaluado como técnica para producir compostas de calidad para su uso en la agricultura. Como indicadores de calidad se evaluaron parámetros fisicoquímicos tales como temperatura, pH, relación carbono/nitrógeno (C/N) así como macro y micronutrientes durante 24 semanas de descomposición para describir la dinámica y la calidad nutricional en los productos finales. El análisis estadístico se llevó a cabo usando un diseño completamente al azar con arreglo factorial 2×2 ; el factor A consistió en los dos tipos de estiércol; el factor B fue representado por los dos residuos vegetales. El experimento se estableció con cinco repeticiones y con muestreos repetidos cada seis semanas. Para la comparación de medias de las compostas producidas se utilizó la prueba de Tukey ($P \leq 0.05$). A las 24 semanas se observó en las cuatro mezclas una reducción en la relación C/N registrándose valores en el rango de 4.9 a 12.9, además, se incrementó el contenido de N-NO₃. Las mezclas de gallinaza con aserrín (T1-GA) y esquilmos (T3-GE) mostraron las mejores condiciones para las variables: C-orgánico, 10.9 y 13.4%; N-total, 2.3 y 2.1%; relación C/N, 4.9 y 6.5; N-NO₃, 1190 y 1473 mg k⁻¹; P, 0.111 y 0.114%; Cu, 56 y 48 mg k⁻¹; Fe, 1633 y 1662 mg k⁻¹ y Mn 7.8 y 7.9 mg k⁻¹, respectivamente. Lo anterior sugiere su uso potencial para la elaboración de abonos orgánicos.

Palabras clave: maduración, macronutriente, micronutriente.

SUMMARY

Use of untreated crop and livestock residues is an important source of water and soil pollutants. Composting mixtures of manure from dairy herds, manure from chicken, sawdust, and corn by-products was evaluated as a technique for producing quality compost for use in agriculture. As quality indicators physicochemical parameters were evaluated: temperature, pH, carbon / nitrogen (C/N) and macro and micronutrients. Observations were made over 24 weeks to describe nutrient dynamics during decomposition and nutritional quality in the final products. Statistical analysis was performed using a completely randomized design with 2×2 factorial arrangement: factor A consisted of two types of manure, factor B was represented by plant debris. The experiment was established with five replicates and repeated sampling every six weeks. Tukey ($\alpha = 0.05$) was used for comparison of means. After 24 weeks a reduction in C/N values in the mixtures was observed in the range of 4.9 to 12.9. Also, the total content of N-NO₃ increased. Mixtures of chicken manure with sawdust (T1-GA) and harvest residues (T3-GE) showed the best conditions for the following variables: organic C, 10.9 and 13.4%; N-total, 2.3 and 2.1%; C/N ratio, 4.9 and 6.5; N-NO₃, 1190 and 1473 mg k⁻¹; P 0.111 and 0.114%; Cu, 56 and 48 mg k⁻¹; Fe, 1633 and 1662 mg k⁻¹, and Mn, 7.8 and 7.9 mg k⁻¹, respectively. This suggests their potential use for the production of organic fertilizers.

Index words: maturity, macronutrient, micronutrient.

INTRODUCCIÓN

La creciente demanda de alimentos ha establecido como alternativa un manejo sustentable de los sistemas

¹ Facultad de Ciencias Agrotecnológicas. Universidad Autónoma de Chihuahua. Escorza 900, Col. Centro. 31000 Chihuahua, Chihuahua, México.

[‡] Autora responsable (aernande@uach.mx)

de producción, promoviendo prácticas que preserven los recursos naturales y permitan hacer un uso eficiente y adecuado de los residuos que se derivan directa o indirectamente del sector agropecuario (Giulietti *et al.*, 2008). El estado de Chihuahua, México se caracteriza por su importante actividad agrícola, ganadera y forestal. Las estadísticas de población pecuaria destacan la importancia de esta actividad para diferentes especies: bovinos 1 708 887; porcinos 79 050; aves de corral 1 808 335 (INEGI, 2007); caprinos 203 757; equinos 131 712 y ovinos 86 621 (INEGI, 2004), lo cual genera cantidades significativas de estiércol. En el sector forestal maderable, las pérdidas reportadas por desperdicio de madera en los procesos de transformación son altas, con un 19.19% de eficiencia de transformación en el proceso de aserrío, en el cual el aserrín constituye uno de los subproductos más importantes (Zaragoza, 2004).

Las actividades silvícolas y pecuarias generan grandes cantidades de residuos orgánicos, que se transforman en contaminantes del ambiente al provocar una serie de daños al ecosistema; entre los daños más comunes pueden señalarse los siguientes: la salinización de los suelos, la lixiviación de nitratos (N-NO_3) a mantos acuíferos, el escurrimiento de N-NO_3 y fosfatos (PO_4^{3-}) a cuerpos de agua superficiales y la acumulación de ligninas, aceites aromáticos y resinas. A pesar de estos efectos negativos, dichos residuos también pueden ser reutilizados en la agricultura si se les da un tratamiento adecuado; sin embargo, en México todavía son poco valorados como subproductos susceptibles de aprovechamiento. Esto es importante si se considera que son una fuente potencial de nutrientes disponibles para las plantas, cuando son reciclados mediante el compostaje (Kowalchuk *et al.*, 1999; Mondini *et al.*, 2003). Esto implica que se tiene una importante fuente de contaminantes, que potencialmente pueden afectar a los seres humanos, o desde otra perspectiva, una potencial industria novedosa con numerosas formas de aplicación.

Durante el compostaje, los estiércoles y otros desechos deben ser mezclados en proporciones tales que la relación carbono/nitrógeno (C/N), la humedad y la aireación sean adecuadas para que estimulen una actividad microbiana intensiva, que modifique la estructura química y física de los materiales, cambiando la especiación química para que los nutrimentos sean disponibles. Sin embargo, varios aspectos específicos del proceso, como el balance de nutrientes, no han sido explorados siguiendo un modelo científico adecuado.

El objetivo de este trabajo fue evaluar los cambios en la composición nutricional de mezclas de residuos vegetales y pecuarios sometidos a un proceso de compostaje durante 24 semanas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del Sitio

El trabajo se realizó en las instalaciones de la Facultad de Ciencias Agrotecnológicas de la Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, México. El proceso de compostaje tuvo una duración de 24 semanas (175 días), llevándose a cabo durante el período de mayo a noviembre del 2009.

Residuos Orgánicos

Para la elaboración de las mezclas sometidas a compostaje se utilizaron como fuente de nitrógeno (N), dos tipos de residuos: 1) estiércol de ganado vacuno lechero Holstein estabulado de 2 a 5 años de edad, alimentado con maíz roado, salvado de trigo, harinolina, pasta de soya, alfalfa y silo de maíz; y 2) estiércol de gallinas alimentadas con maíz, arroz y purina de crecimiento. Dichos estiércoles se obtuvieron directamente de las deyecciones depositadas por los animales en las unidades productivas de la UACH y se dejaron secar para facilitar su manipulación. Como fuente de carbono (C) se utilizaron el rastrojo de maíz cuyos residuos de cosecha se obtuvieron de la localidad productiva de Cuauhtémoc, Chihuahua, y aserrín proporcionado por una comercializadora maderera local.

Preparación de las Mezclas para Compostaje

A partir de los residuos orgánicos seleccionados se prepararon cuatro mezclas que constituyeron los tratamientos bajo estudio: T1-GA: gallinaza + aserrín; T2-VA: estiércol vacuno + aserrín; T3-GE: gallinaza + esquilmado de maíz; T4-VE: estiércol vacuno + esquilmado de maíz. Antes de formar las mezclas se analizaron los residuos orgánicos determinando el contenido de humedad, nitrógeno total (N-total) y carbono orgánico (C-orgánico) (Cuadro 1).

Dicho análisis permitió calcular la cantidad necesaria de cada material para mantener la relación C/N inicial igual a 25/1 recomendada para la elaboración de las mezclas sometidas a compostaje (Hansen *et al.*,

Cuadro 1. Composición y cantidad de los residuos orgánicos para la elaboración de las mezclas iniciales de cada tratamiento con una relación C/N igual a 25/1.

Residuo orgánico	Humedad	C-orgánico	N-total	T1-GA	T2-VA	T3-GE	T4-VE
	----- % -----			----- kg -----			
Gallinaza	8.4	19.7	4.3	1.05		1.35	
Estiércol vacuno	10.7	25.9	2.3		3.0		1.4
Aserrín	5.5	50.2	0.1	1.92	1.94		
Esquilmos de maíz	7.3	43.4	0.4			2.8	1.33

2001; Soto y Muñoz, 2002). Para determinar la cantidad requerida de cada residuo se utilizó el programa Moisture and C/N Ratio Calculation, desarrollado por Richard (1995). Las mezclas iniciales se depositaron en contenedores de plástico grueso de 115 L de capacidad con dimensiones de 40 × 70 × 40 cm (Nogales *et al.*, 2005), con 6 perforaciones de 0.5 cm en la base para permitir el drenaje. Los riegos fueron utilizados a criterio manteniendo la humedad del sustrato entre un 50-60%, mediante la prueba al tacto (NRAES, 1999; Soto y Muñoz, 2002). Para proteger los cinco contenedores de la lluvia y controlar la pérdida de humedad durante el proceso de descomposición, se construyó un túnel, de 60 cm de altura, con varillas metálicas y plástico semi transparente. Las mezclas se removieron en su totalidad, en forma manual cada semana para homogeneizar el contenido, aumentar la aireación y reducir la formación de zonas anaerobias.

Diseño Experimental

Se utilizó un diseño completamente al azar con arreglo factorial 2 × 2 con medidas repetidas a través del tiempo. El factor A consistió en dos tipos de estiércol como fuente de nitrógeno (a_1 = gallinaza; a_2 = estiércol vacuno); mientras que el factor B, estuvo representado por dos clases de residuos vegetales ricos en carbono (b_1 = aserrín; b_2 = esquilmos de maíz). Los cuatro tratamientos con cinco repeticiones generaron un total de 20 unidades experimentales constituidas por reactores de 115 L de capacidad. El análisis de varianza se realizó con el procedimiento GLM (General Lineal Model) y mediante el programa estadístico SAS (Statistical Analysis System), versión 8.2. Para la comparación de las medias de las características de los productos obtenidos en los cuatro tratamientos establecidos a las 24 semanas de compostaje se utilizó la prueba de Tukey $P \leq 0.05$.

Variables Evaluadas

Temperatura. La temperatura de las mezclas se monitoreó cada 48 h a las 10:00 ± 1 h, con un termómetro de pistilo con rango mínimo -20 °C y máximo 100 °C, a 20 cm de profundidad en la parte central de cada contenedor. La temperatura ambiental del túnel se registró usando un termómetro de máximas y mínimas (Fisher Scientific, Pittsburgh, Pennsylvania, USA).

Análisis fisicoquímico. Para el análisis nutricional se realizaron cinco muestreos correspondientes a las semanas 0, 6, 12, 18 y 24 durante los cuales se cuantificaron: C-orgánico, N-total, N-NO₃, P, K, Ca, Mg, Na, Cu, Fe, Mn, Zn y pH. El día previo a las fechas de muestreo las compostas se homogenizaron manualmente. Se recolectaron aproximadamente 200 g de muestra y se secaron en estufa a 60 °C. Se tamizaron en malla del no. 20 y se empacaron en bolsas de polietileno. Los análisis se realizaron por triplicado mediante las siguientes metodologías: N-total se cuantificó por el método Micro-Kjeldahl (APHA, 1992); el N-NO₃ por el método de Brucina y espectrofotometría UV-visible (APHA, 1992); los iones Ca, Mg, K, Na, Cu, Fe, Mn y Zn mediante digestión con agua regia (ácido nítrico y ácido perclórico en relación 3:1) (Nogales *et al.*, 2005) y espectrofotómetro de absorción atómica (Perkin Elmer Analyst 100, New Jersey, US); P mediante el método del vanadato-molibdeno de amonio y análisis mediante espectrofotometría UV-visible; C-orgánico usando el método propuesto por ASTM (2000); y pH usando un potenciómetro (Fisher Scientific Accumet AB15, US) en una dilución en agua 1:5 (p/v).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de temperatura revelaron diferencias significativas entre tratamientos en todas las semanas

de compostaje, excepto en la semana 12 (Cuadro 2). La interacción estiércol \times residuos vegetales fueron estadísticamente significativas en las semanas 3, 7 y 9. Sin embargo, en las semanas 1, 2, 8 y 10 solo uno o dos componentes de la varianza tuvieron efectos significativos. La componente residuos vegetales tuvo un efecto significativo ($P < 0.05$) sobre la temperatura de las compostas durante las semanas 10 y de la 14 a la 22.

Las temperaturas del sustrato durante las primeras ocho semanas de descomposición, fueron superiores a las temperaturas máximas del ambiente (Figura 1). En la semana 1 la temperatura de los cuatro tratamientos se situó entre 35-40 °C indicando con ello el inicio de la fase mesofílica (20-40 °C). En esta etapa los tratamientos T2-VA y T3-GE mostraron una temperatura superior a los tratamientos T1-GA y T4-VE. Durante las siguientes cuatro semanas, la temperatura de los sustratos bajó a 30 °C, por lo que en este estudio no se presentó la fase termofílica esperada en el proceso, con temperaturas de 60-70 °C, que es la condición óptima para eliminar patógenos parásitos y malezas (Pierre *et al.*, 2009). De acuerdo con estudios previos (Dalzell, 1991) la elevación de la temperatura, se asocia a la superficie/volumen de las pilas de compostaje; en donde la cantidad de biomasa degradada se relaciona con la emisión y conservación de una mayor cantidad de calor, lo que genera temperaturas mayores, las cuales permiten el incremento de las poblaciones de organismos termofílicos; en este estudio, las temperaturas ambientales de la estación y la cantidad de sustrato utilizado en los sistemas, inferiores a 1 m³, pueden explicar porque los sustratos no alcanzaron las temperaturas esperadas para la fase termofílica, por

lo que los materiales deben considerarse semicompostados (Castillo *et al.*, 2010).

A partir de la semana 8 hasta la semana 22, no se observaron diferencias significativas ($P > 0.05$) entre las temperaturas de los tratamientos cuyos valores permanecieron en el rango de 26-30 °C, los cuales fueron intermedios entre las temperaturas máximas y mínimas ambientales. La tendencia de las temperaturas a concentrarse en valores cercanos a los del ambiente, sugiere el fin del proceso, puesto que en la etapa de madurez se agotan los nutrientes, lo cual es indicativo de una estabilidad biológica.

La temperatura es uno de los factores más importantes que determinan la velocidad de las reacciones bioquímicas en el compostaje (Defrieri *et al.*, 2005) y una maduración adecuada de las compostas.

El C-orgánico varió significativamente ($P < 0.05$) para la interacción estiércol \times residuos vegetales en las semanas 0 y 24, mientras que los componentes estiércol y residuos vegetales presentaron significancia en las semanas 18 y solo uno de ellos en las semanas 6, 12 y 18 (Figura 2). El estudio se inició con mezclas elaboradas a partir de los residuos base, estableciendo una concentración de 25% de C-orgánico. Las medias de la concentración de C-orgánico encontradas en el análisis de las muestras en la semana 0 presentaron una ligera variación a la concentración deseada para los cuatro sistemas, con un 14% en T1-GA, 35% en T2-VA, 16% en T3-GE y 23% para T4-VE, esto pudo deberse a la dificultad que significó el homogenizado de las mezclas iniciales, debido a las características físicas de los materiales frescos. Esta variación se redujo en el siguiente muestreo, 6 semanas después, cuando las concentraciones de C-orgánico tendieron a igualarse

Cuadro 2. Cuadrados medios y significancia estadística de la variable temperatura durante el proceso de compostaje

	Grados de libertad	Semanas				
		1	6	12	19	22
Tratamiento	3	28.3	11.5	0.9	4.9	9.7
Estiércol	1	5.0	5.3*	2.0	0.0	0.2
Residuos vegetales	1	0.0	18.0*	0.7	13.9*	28.8*
Estiércol \times residuos vegetales	1	80.0*	11.2*	0.01	0.8	0.2
Error	16	5.5	0.4	0.5	0.3	0.4
Total	19					
Coefficiente de variación		6.2	2.4	2.3	1.8	2.1
Media		38.0	27.2	30.5	28.4	28.6
R ²		0.49	0.83	0.24	0.78	0.82

* = significancia $P \leq 0.05$.

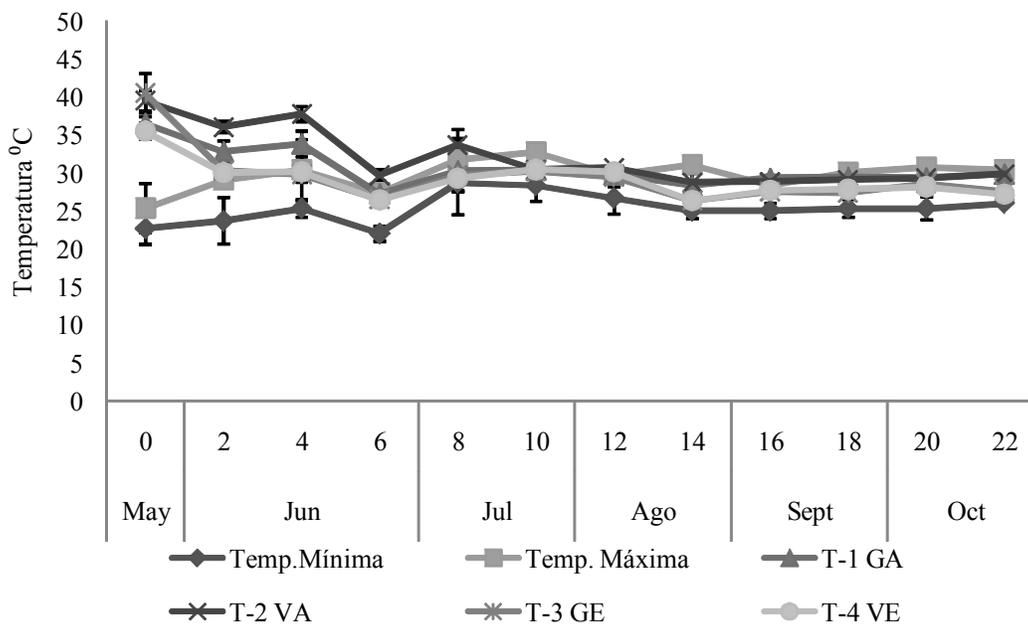


Figura 1. Variación de las temperaturas máximas y mínimas ambientales y temperatura mediada cinco observaciones de los tratamientos durante el periodo de compostaje correspondiente al periodo de mayo a octubre 2009. El eje X muestra el número de semanas correspondientes a los eventos de muestreo.

(16-22%). Las compostas producidas en la semana 24 (Cuadro 3) mostraron una disminución de la concentración de C-orgánico con concentraciones de 10.9 ± 0.68 , 17.8 ± 0.68 , 13.4 ± 0.68 y 14.0 ± 0.68 % para T1-GA, T2-VA, T3-GE y T4-VE respectivamente; lo cual sugiere la mineralización de la materia orgánica a medida que se avanzó en el proceso de compostaje y la consecuente volatilización del C orgánico en forma de CO_2 ; estos valores coinciden con lo reportado por Castillo *et al.* (2010) para la mezcla de estiércol vacuno y aserrín. El comportamiento en forma cíclica del contenido de C-orgánico observado en los tratamientos T3-GE y T4-VE, coinciden con estudios anteriores y en diferentes sistemas (Madrid y Castellanos, 2001); de la misma manera, la disminución progresiva de C-orgánico se ha reportado en compostaje con mezclas de podas de jardín y estiércol de conejo (Santamaría-Romero *et al.*, 2001).

Los valores de N-total fueron significativamente diferentes debido a la interacción estiércol \times residuos vegetales ($P < 0.05$) para las 5 semanas de estudio (Figura 2).

El contenido promedio de N-total más bajo a lo largo de las 24 semanas correspondió al T2-VA, en tanto que las medias más altas fueron registradas para la mezcla

T1-GA, seguida por la combinación T3-GE. Estos resultados parecen indicar que la gallinaza mezclada con aserrín o esquileo de maíz es mejor fuente de N-total que el estiércol vacuno, sin importar el tiempo de compostaje en el que se realice el análisis de este elemento (Figura 2).

Los niveles de N-total, registrados en las compostas de 24 semanas se ubicaron dentro de los parámetros establecidos para compostas maduras (Castillo *et al.*, 2010). La relación C/N igual a 25/1, establecida al inicio del experimento, parece ser una relación adecuada para promover la mineralización del N, ya que su contenido en los sustratos estudiados presentó en general, una tendencia a mantenerse a lo largo de todo el proceso de descomposición; esto indica que no se presentó fijación de N ni pérdida por volatilización. El aumento de N-total observado en los sustratos con gallinaza desde principios del proceso, coincide con el comportamiento esperado por efecto de la pérdida de material orgánico (Santamaría-Romero *et al.*, 2001); por el contrario, cuando se utilizó estiércol vacuno se presentó una ligera disminución de N total en las etapas finales del proceso,

Los cambios en la concentración relativa del C-orgánico y N-total, descritas anteriormente, ocasionaron una disminución de la relación C/N hacia

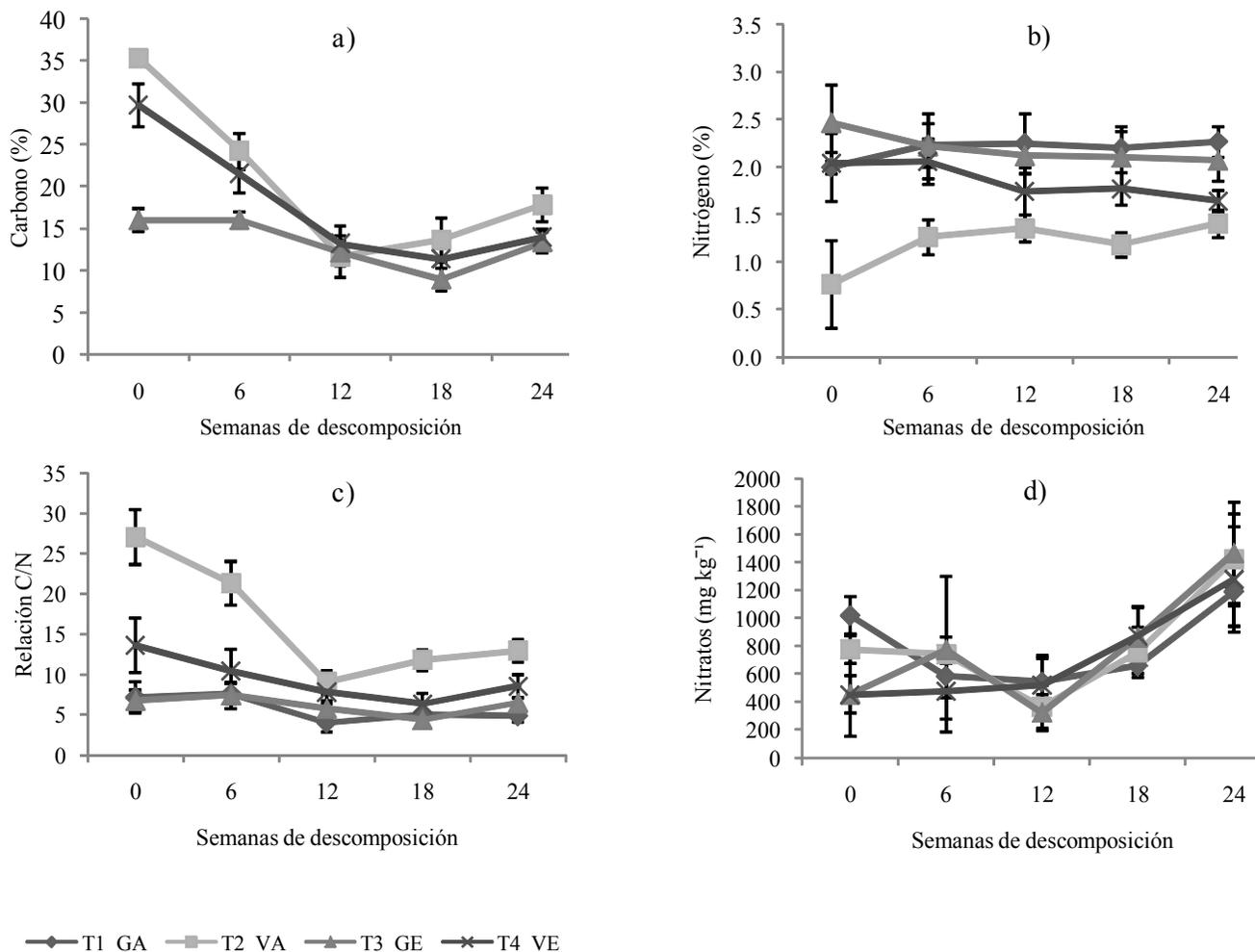


Figura 2. Variación de las medias de mínimos cuadrados (\pm EE) del contenido de: a) C-orgánico, b) N-total, c) relación C/N y d) N-NO₃, con base en peso seco, durante el proceso de descomposición para los diferentes sistemas de compostaje.

el final del período experimental (Figura 2), observándose valores de C/N de 4.9 ± 0.4 (T1-GA), 12.9 ± 0.4 (T2-VA), 6.5 ± 0.4 (T3-GE) y 8.6 ± 0.4 (T4-VE). Las componentes de varianza estiércol \times residuos vegetales fueron significativas ($P < 0.05$) en todas las semanas de compostaje.

De acuerdo con Nogales *et al.* (2005), una composta se considera estable y madura cuando la relación C/N es inferior a 20. Flavel y Murphy (2006) sugirieron una relación C/N menor de 12 como indicador de madurez de los productos de compostaje. Bajo las condiciones ambientales en que se realizó el estudio y considerando la relación C/N como indicador de madurez, los productos del compostaje alcanzaron madurez a las 24 semanas de descomposición, lo que coincide con lo encontrado por Castillo *et al.* (2010) para las condiciones climáticas de las regiones del norte de México.

El N-NO₃ fue significativo ($P < 0.05$) únicamente para la interacción estiércol \times residuos vegetales en las semanas 0 y 12. La concentración más alta observada fue en la semana 0 para el T2-VA, seguido por el T1-GA; sin embargo, a través del tiempo excepto en la semana 12, las concentraciones fueron similares hasta la semana 24, es decir, no presentaron diferencias significativas ($P > 0.05$) entre ellas (Figura 2). Lo que demuestra que la mezcla de T2-VA, a pesar de iniciar con una concentración muy elevada de $6136.25 \text{ mg kg}^{-1}$, disminuyó en su concentración y bajó hasta niveles iguales a los de los tratamientos T1-GA, T3-GE y T4-VE, por lo cual todos los tratamientos fueron igual de eficientes a las 24 semanas.

La concentración de N-NO₃ de las compostas del presente trabajo fueron muy superiores a los encontrados por Hao *et al.* (2004) en compostas elaboradas a partir

de estiércol vacuno y aserrín, quienes reportaron una concentración de 330 mg kg⁻¹ en el día 99 (semana 14).

El pH de las mezclas estudiadas, fue significativamente diferente por la interacción estiércol × residuos vegetales en las semanas 0, 6, y 12, mientras que en las semanas 18 y 24 fue altamente significativa la diferencia (Figura 3). Tchobanoglous *et al.* (1998), mencionaron que el material composteado tenderá a volverse ligeramente ácido al comienzo del proceso por la presencia de ácidos orgánicos simples, mientras que a través del tiempo se vuelve ligeramente alcalino por la degradación de proteínas y liberación de amoníaco. Condiciones fuertemente alcalinas ocasionarían una pérdida excesiva de N en forma de amoníaco. En el presente trabajo el valor de pH de las compostas producidas en los tratamientos T1-GA, T2-VA y T3-GE se ubicaron en el nivel tradicionalmente reportado como normal, con un valor de pH de 7.8. El T4-VE, con el nivel de pH más alto y fuera del rango sugerido como normal, presentó a su vez el nivel más alto de Na, lo cual pudo influir en su pH (Cuadro 3).

La interacción estiércol × residuos vegetales influyó significativamente sobre el P ($P < 0.05$) en las semanas 6 y 18 de compostaje, mientras que las componentes residuos vegetales influyeron en los componentes de P en la semana 24 y el estiércol en las semanas 0 y 12. En todas las semanas de compostaje el estiércol fue la principal fuente de P (Figura 3). Los tratamientos T1-GA y T3-GE respondieron al hecho de que los residuos vegetales mezclados con gallinaza dan como resultado

una elevada concentración de P muy diferente a los tratamientos elaborados con estiércol vacuno. Hacia el final del periodo experimental se observó una concentración de P de 0.11 ± 0.002 para los productos de T1-GA y T3-GE mostrando diferencia estadística ($P < 0.05$) respecto a las compostas producidas con estiércol vacuno con medias de 0.023 ± 0.002 y 0.029 ± 0.002 para T2-VA y T4-VE respectivamente (Cuadro 3).

Las concentraciones de K a través del tiempo, revelaron que las componentes de la interacción estiércol × residuos vegetales afectaron significativamente dicha concentración ($P < 0.05$) en las semanas 0 y 18, mientras que las componentes estiércol y residuos vegetales tuvieron un efecto significativo ($P < 0.05$) en las semanas 6 y 24. El residuo vegetal afectó en la semana 12. En todas las semanas de compostaje, los residuos vegetales fueron la principal fuente de K (Figura 3). Las concentraciones más altas de K en las compostas de 24 semanas se encontraron en los tratamientos a base de esquilmos de maíz con valores de $2.3 \pm 0.2\%$ y $1.9 \pm 0.2\%$ para T3-GE y T4-VE respectivamente; mientras que los valores más bajos se encontraron en las mezclas con aserrín con $1.4 \pm 0.2\%$ y $0.5 \pm 0.2\%$ para T1-GA y T2-VA respectivamente, coincidiendo estas últimas cifras con las reportadas por Castillo *et al.* (2010), para compostas a partir de estiércol vacuno y aserrín (Cuadro 3).

Las concentraciones de Ca fueron afectadas significativamente ($P < 0.05$) por la interacción estiércol

Cuadro 3. Medias y grupos de significancia de 14 variables evaluadas en compostas maduras (24 semanas).

Variable	T1-GA	T2-VA	T3-GE	T4-VE
C (%)	10.9 ± 0.68c	17.8 ± 0.68a	13.4 ± 0.68cb	14.0 ± 0.68b
N (%)	2.3 ± 0.1a	1.4 ± 0.1b	2.1 ± 0.1a	1.6 ± 0.1b
C/N	4.9 ± 0.4c	12.9 ± 0.4a	6.5 ± 0.4c	8.6 ± 0.4b
NO ₃ (mg kg ⁻¹)	1190 ± 110 a	1421 ± 110 a	1473 ± 110 a	1279 ± 110 a
P (%)	0.111 ± 0.002a	0.023 ± 0.002b	0.114 ± 0.002a	0.029 ± 0.002b
K (%)	1.4 ± 0.2b	0.5 ± 0.2c	2.3 ± 0.2a	1.9 ± 0.2ab
Ca (%)	6.1 ± 0.1a	2.0 ± 0.1c	2.2 ± 0.1c	5.3 ± 0.1b
Mg (%)	0.72 ± 0.03b	0.30 ± 0.03d	0.60 ± 0.03c	0.89 ± 0.030a
Na (%)	0.42 ± 0.02ab	0.21 ± 0.02c	0.34 ± 0.02b	0.44 ± 0.02a
Cu (mg kg ⁻¹)	56 ± 12ab	87 ± 12a	48 ± 12b	93 ± 12a
Fe (mg kg ⁻¹)	1633 ± 65a	1326 ± 65b	1662 ± 65a	1640 ± 65a
Zn (mg kg ⁻¹)	277 ± 314a	67 ± 314 b	244 ± 314b	96 ± 314b
Mn (mg kg ⁻¹)	378 ± 17a	192 ± 17b	381 ± 17a	243 ± 17b
pH	7.8 ± 0.1b	8.1 ± 0.1b	7.9 ± 0.1b	9.7 ± 0.1a

Letras distintas en la misma línea indican diferencias significativas, según la prueba de Tukey ($P \leq 0.05$).

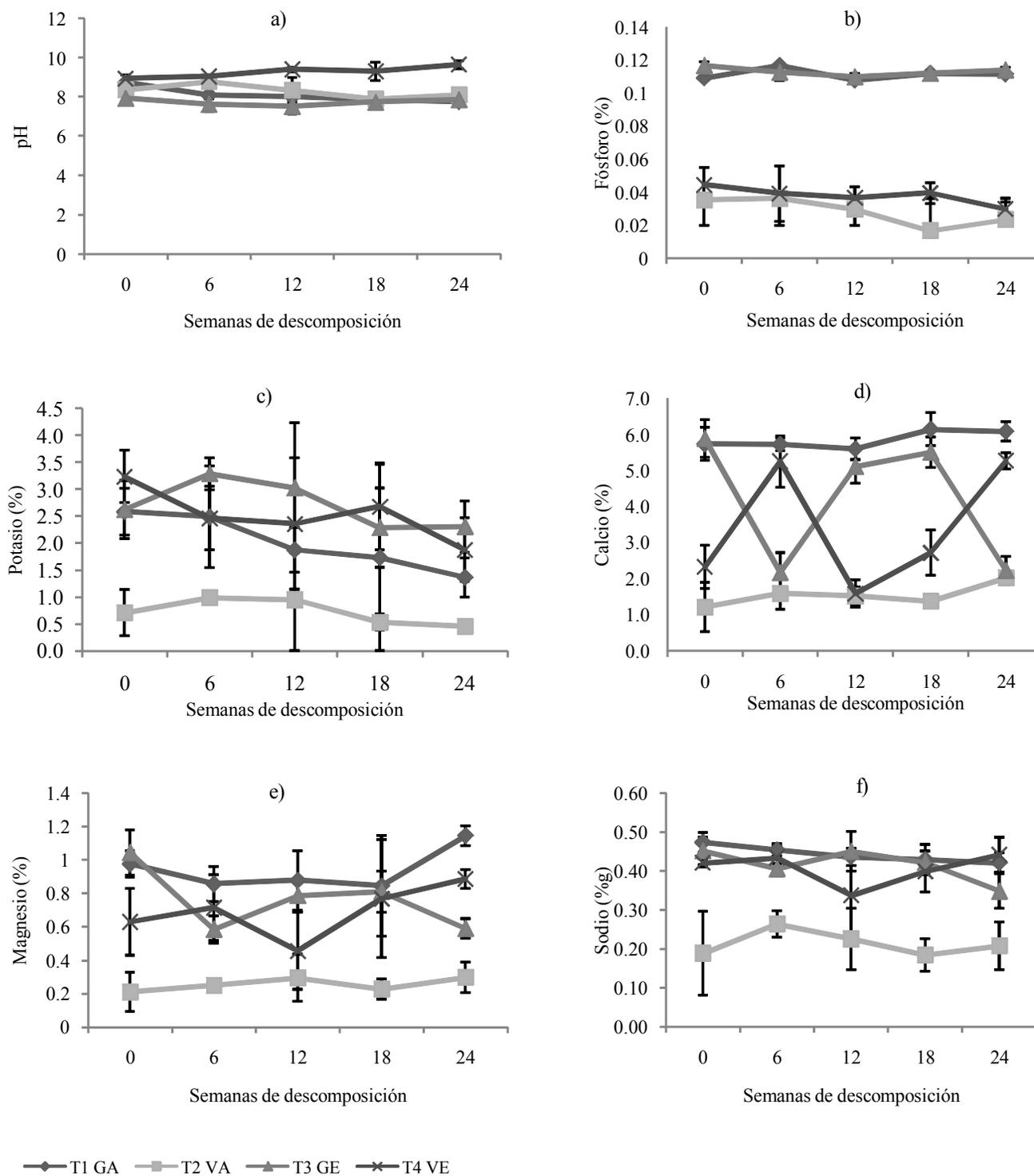


Figura 3. Variación de las medias de mínimos cuadrados (+ EE) del contenido de: a) pH, b) P, c) K, d) Ca, e) Mg y f) Na, con base en peso seco, durante el proceso de descomposición para los diferentes sistemas de compostaje.

× residuos vegetales en las semanas 6 y 24, mientras que el estiércol y residuos vegetales tuvieron un efecto significativo en la semana 0; además se presentó efecto significativo del estiércol en las semanas 12 y 18

(Figura 3). Al final del período experimental se registró el contenido de Ca más alto con una media de $6.1 \pm 0.1\%$ para T1-GA seguido por el tratamiento T4-VE con un contenido de $5.3 \pm 0.1\%$, presentando diferencia

significativa. Estas concentraciones parecen ubicarse dentro de lo obtenido por Ducasal (2002) con un mínimo de 3.8% para compostas (Cuadro 3).

La concentración de Mg mostró cambios por el efecto de la interacción estiércol \times residuos vegetales en las semanas 0, 6, 18 y 24, mientras que el componente estiércol influyó significativamente en la semana 12 (Figura 3). Fricke y Vogtmann (1993), encontraron un contenido promedio de Mg de 0.8% en compostas, lo que corresponde a lo observado en este estudio para la mezcla T4-VE, mientras que T1-GA presentó un contenido superior con $1.15 \pm 0.03\%$; en T2-VA y T3-GE el contenido de Mg fue inferior a lo indicado (Cuadro 3).

El Na se vio afectado por la interacción estiércol \times residuos vegetales en las semanas 0, 6, 18 y 24. El estiércol y residuos vegetales afectaron significativamente ($P < 0.05$) en la semana 12 (Figura 3). Al final del período experimental se observó una concentración entre $0.21 \pm 0.02\%$ y $0.44 \pm 0.02\%$ para los productos del compostaje (Cuadro 3), los cuales constituyen concentraciones más altas de lo registrado para compostas (Labrador, 2001), condición que debe considerarse de interés ya que el Na es un catión que puede incrementar la salinidad del suelo y afectar el crecimiento y desarrollo de plantas sensibles a este elemento (Castellanos *et al.*, 2000).

En la variable Cu hubo efecto de la interacción estiércol \times residuos vegetales en las semanas 0 y 6; mientras que el estiércol afectó significativamente ($P < 0.05$) en las semanas 12 y 24, y el componente residuos vegetales en la semana 18 (Figura 4). Después de 24 semanas los contenidos más altos de Cu se presentaron en las compostas T2-VA y T4-VE con 87 ± 12 y 93 ± 12 mg kg⁻¹ respectivamente, contrastando contra la fuente gallinaza (Cuadro 3). Para la concentración de Fe se observó un efecto de la interacción estiércol \times residuos vegetales en las semanas 0 y 24. Además, el factor estiércol tuvo un efecto significativo ($P < 0.05$) sobre la variable Fe en la semana 6 (Figura 4), presentando medias entre 1326 ± 65 y 1662 ± 65 mg kg⁻¹ en los productos del compostaje (Cuadro 3). Para la variable Zn se presentó un efecto de la interacción estiércol \times residuo vegetal en las semanas 0, 6, 12 y 18, mientras que el factor estiércol tuvo un efecto significativo ($P < 0.05$) sobre la concentración de Zn en la semana 24 (Figura 4), presentando las medias más altas 277 ± 314 en T1-GA, 244 ± 314 en T3-GE y entre 67 a 96 ± 314 mg kg⁻¹ para

el resto de las mezclas estudiadas. Fricke y Vogtmann (1993) reportan un contenido máximo de Zn en compostas de 230 mg kg⁻¹ y entre 30 a 43 mg·kg⁻¹ de Cu para evitar problemas de toxicidad por estos elementos (Cuadro 3).

La interacción estiércol \times residuos vegetales afectó la variable Mn en las semanas 0, 6 y 18, mientras que el estiércol lo afectó significativamente ($P < 0.05$) en las semanas 12 y 24, presentando las medias más altas con 378 ± 17 mg kg⁻¹ en T1-GA y 381 ± 17 mg kg⁻¹ para T3-GE (Figura 4).

El factor más importante que afecta el uso exitoso de las compostas en las prácticas agrícolas es el grado de madurez y estabilidad. La madurez se refiere al grado de descomposición de sustancias orgánicas y la estabilidad está relacionada a los niveles de actividad de la biomasa microbiana (Fuentes *et al.*, 2006).

La interacción estiércol \times residuos vegetales afectaron significativamente ($P < 0.05$) las variables N, C, relación C/N, Ca, Mg, Na, Fe y pH, mientras que el estiércol y los residuos vegetales afectaron al P y K; y el estiércol al Cu, Mn y Zn (Cuadro 4 y 5).

La literatura sugiere contenidos superiores al 2% de N para que el compostaje continúe el proceso de humificación y mineralización en el suelo (Melgarejo *et al.*, 1997; Ducasal, 2002), lo cual se alcanzó en los tratamientos T1-GA y T3-G3. Flavel y Murphy (2006) sugirieron una relación C/N menor de 12 como indicador de madurez de los productos de compostaje, la cual se alcanzó en este estudio en T1-GA, T3-GE y T4-VE. Esto muestra que un período de 24 semanas de descomposición fue efectivo para estabilizar la materia orgánica a través de la disminución de la concentración de C, resultando una reducción en la relación C/N de los residuos orgánicos. Según estos resultados, las compostas elaborados aportan N en forma de N-NO₃, lo cual resulta de interés para la nutrición de los cultivos agrícolas (Castellano *et al.*, 2000), sin embargo, los N-NO₃ puede representar un riesgo de contaminación en aguas y suelos, ya que puede perderse por lixiviación.

Las mezclas de gallinaza con aserrín (T1-GA) y esquilmos (T3-GE) mostraron las mejores condiciones para las variables: C-orgánico, N-total, relación C/N, N-NO₃, P, Ca, Cu, Fe, y Mn (Cuadro 3).

Según Hernández *et al.* (2011), al evaluar el grado de fitotoxicidad, a través del índice de germinación *in vitro* de semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.), de residuos orgánicos y de compostas elaboradas a partir

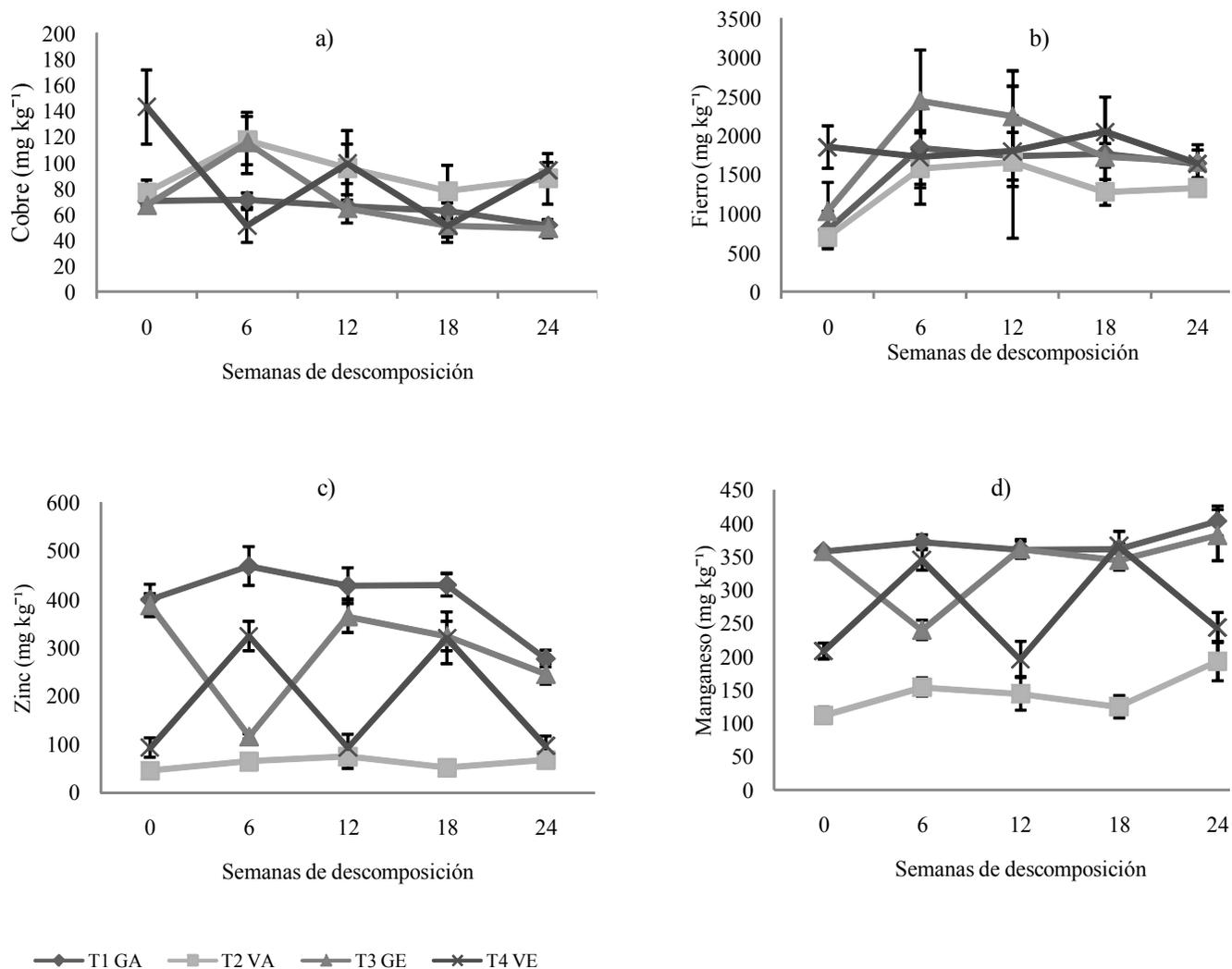


Figura 4. Variación de las medias de mínimos cuadrados (± EE) del contenido de: a) Cu, b) Fe, c) Zn y d) Mn, con base en peso seco, durante el proceso de descomposición para los diferentes sistemas de compostaje.

de mezclas de gallinaza, aserrín y esquilmos de maíz en condiciones similares a las de este estudio, encontraron valores superiores al 100% en compostas de 18 semanas

de descomposición, lo que, aunado a los resultados de este trabajo, puede motivar su uso para la elaboración de abonos orgánicos.

Cuadro 4. Cuadrados medios para Mg, Cu, Mn, Zn, C, N y NO₃ de las compostas con 24 semanas de compostaje.

Fuente de variación	GL	Mg	Cu	Mn	Zn	C	N	NO ₃
Estiércol	1	381985*	7144*	131058*	2237805*	70.7*	2.04*	1711
Residuos vegetales	1	1312	3.2	3726	1208353	2.5	0.00	24851
Estiércol × residuos vegetales	1	1635920*	245	2761	1353040	49.9*	0.20*	226206
Error	16	4691	679	1405	494037	2.33	0.025	60028
Coefficiente de variación		9.4	36.5	12.5	168.9	10.9	8.59	18.27
R ²		0.96	0.40	0.85	0.40	0.76	0.84	0.20

* = significancia P ≤ 0.05.

Cuadro 5. Cuadrados medios para Na, pH, Fe, C/N, P, K y Ca de las compostas con 24 semanas de compostaje.

Fuentes de variación	GL	Na	pH	Fe	C/N	P	K	Ca
Estiércol	1	0.018*	5.60*	136290*	128.3*	37238*	2.17*	1.40*
Residuos vegetales	1	0.033*	3.43*	147061*	9.7*	110*	6.96*	0.48*
Estiércol × residuos vegetales	1	0.11*	2.67*	101531*	4.51*	22	0.28	63.01*
Error	16	0.002	0.062	20997	0.88	19.25	0.18	0.084
Coefficiente de variación		13	3.00	9.25	11.4	6.3	28.9	7.4
R ²		0.83	0.92	0.53	0.92	0.99	0.75	0.97

* = significancia $P \leq 0.05$.

CONCLUSIONES

- La temperatura máxima registrada en los contenedores fue de 40 °C, por lo que ningún tratamiento alcanzó temperaturas termófilas comunes en esta práctica. Por esta razón, los sustratos producidos en este proyecto deben ser considerados como semicompostados.

- Sin olvidar que este estudio realizó un semicompostaje se podría suponer que el compostaje es una tecnología viable para el reciclaje de residuos silvopecuarios mejorando sus características químicas y nutricionales en lo que respecta a N-total, C-orgánico, relación C/N y N-NO₃⁻. Los cuatro sistemas redujeron la relación C/N a valores entre 4.9 y 12.9, lo cual se considera dentro del intervalo de compostas maduras adecuadas para su uso agrícola. Además, se incrementó el contenido de N-NO₃⁻. Se observaron diferencias en el pH de los tratamientos, correspondiendo el valor más alto a la mezcla de estiércol vacuno y esquilmo de maíz. Las compostas con estiércol de gallina presentaron las mejores características en nueve de las 14 variables estudiadas, lo que puede motivar su uso para la elaboración de abonos orgánicos, en aquellas situaciones donde el costo de este insumo no represente una limitante.

- Se sugiere dar seguimiento a este tipo de trabajos de investigación, ya que las variables estudiadas pueden cambiar dependiendo de la estación del año, del tipo de residuos orgánicos, de las mezclas empleadas y del tiempo que se sometan a compostaje.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo financiero de Fondos Mixtos CONACYT-Gobierno del Estado de Chihuahua para la realización de este estudio, así como al Ing. Héctor Maltos Romo, director de Maltos y Asociados por su importante colaboración.

LITERATURA CITADA

- APHA (American Public Health Association). 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th edition. APHA. Washington, DC, USA.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). 2000. Standard test methods for moisture, ash and organic matter of peat and other organic soils. Method D 2974-00. West Conshohocken, PA, USA.
- Castellanos, J. Z., J. X. Uvalle-Bueno y A. Aguilar-Santelises. 2000. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas agrícolas, plantas y ECP. Colección ICAPA. Chapingo, Estado de México, México.
- Castillo, H., A. Hernández, D. Domínguez, and D. Ojeda. 2010. Effect of Californian Red Worm (*Eiseniafoetida*) on the nutrient dynamics of a mixture of semicomposted materials. Chil. J. Agr. Res. 70: 465-473.
- Dalzell, H. W., A. J. Biddlestone, K. R. Gray y K. Thurairajan. 1991. Manejo del suelo: producción y uso del composte en ambientes tropicales y subtropicales. Boletín de suelos de la FAO. Roma, Italia.
- Defrieri, R. L., M. P. Jiménez, D. Effron y M. Palma. 2005. Utilización de parámetros químicos y microbiológicos como criterios de madurez durante el proceso de composteo. Agriscientia 22: 25-31.
- Ducasal, R. R. 2002. Biofertilizantes. Ganadería integral Vizur. Fundación Produce Sinaloa A. C., Culiacán, Sinaloa, México.
- Fuentes, B., N. Bolan, R. Naidu, and M. Mora. 2006. Phosphorus in organic waste-soil systems. Rev. Cienc. Suelo Nutr. Veg. 6: 64-83.
- Fricke, K. and H. Vogtmann. 1993. Quality of source separated compost. BioCycle 34: 64.
- Flavel, T. C. and D. V. Murphy. 2006. Carbon and nitrogen mineralization rates after application of organic amendments to soil. J. Environ. Qual. 35: 183-196.
- Giulietti, A. L., O. M. Ruiz, H. E. Pedranzani y O. Terenti. 2008. Efecto de cuatro lombricompuestos en el crecimiento de plantas de *Digitariaeriantha*. Phytom. 77: 137-149.
- Hansen, B., H. F. Alrøe, and E. S. Kristensen. 2001. Approaches to assess the environmental impact of organism farming with particular regard to Denmark. Agric. Ecosyst. Environ. 83: 11-26.
- Hao, X., C. Chang, and F. J. Larney. 2004. Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting. J. Environ. Qual. 33: 37-44.

- Hernández, R. O., V. A. Arras, D. J. López, M. S. Moreno, B. D. Ojeda y M. A. Cabral. 2011. Índice de fitotoxicidad de enmiendas orgánicas en lechuga (*Lactuca sativa* L). Rev. Mexicana Agroneg. 15: 123-130.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Historia). 2004. Anuario Estadístico. Chihuahua. Edición 2004. Gobierno Estado de Chihuahua. ISSN 0188-8668. Aguascalientes, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Historia). 2007. VIII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal. 2007. Entidad Chihuahua. [http://www.google.com.mx/#hl=es&source=hp&q=Instituto + Nacional + de + Estad%C3%ADstica%2C + Geograf%C3%ADa + e Historia + \(INEGI\). + 2007 + VIII + Censo + Agr%C3%ADcola%2C + Ganadero + y + Forestal ++ 2007. ++ Entidad + Chihuahua. \(Consulta: agosto 19, 2009\).](http://www.google.com.mx/#hl=es&source=hp&q=Instituto+Nacional+de+Estad%C3%ADstica%2C+Geograf%C3%ADa+e+Historia+(INEGI).+2007+VIII+Censo+Agr%C3%ADcola%2C+Ganadero+y+Forestal++2007.++Entidad+Chihuahua.(Consulta:agosto19,2009).)
- Kowalchuk, G. A., Z. S. Naoumenko, P. J. L. Derikx, A. Felske, J. R. Stephen, and I. A. Arkhipchenko. 1999. Molecular analysis of ammonia-oxidizing bacteria of the β subdivision of the class *Proteobacteria* in compost and composted materials. J. Appl. Environ. Microbiol. 65: 396-403.
- Labrador, M. J. 2001. La materia orgánica en los agroecosistemas. Grupo Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Madrid, C. y Y. Castellanos. 2001. Efecto de activadores sobre la calidad de composts elaborados con cachaza y bagazo de caña de azúcar. Rev. Venesuelos 6: 22-28.
- Melgarejo, M. R., M. I. Ballesteros y M. Bendeck. 1997. Evaluación de algunos parámetros fisicoquímicos y nutricionales en humus de lombriz y derivados de composta. Rev. Colombiana Quím. 26: 2.
- Mondini, C., M. T. Dell'Abate, L. Leita, and A. Benedetti. 2003. An integrated chemical, thermal y microbiological approach to compost stability evaluation. J. Environ. Qual. 32: 2379-2386.
- Nogales, R., C. Cifuentes, and E. Benitez. 2005. Vermicomposting of winery wastes: A laboratory study. J. Environ. Sci. Health 34: 659-573.
- NRAES (Nature Resource, Agriculture and Engineering Service). 1999. Field guide to on-farm composting. Cooperative Extension. Ithaca, NY, USA.
- Pierre, F., M. Rosell, A. Quiroz y Y. Granda. 2009. Evaluación química y biológica de compost de pulpa del café en caspito municipio Andrés Eloy Blanco, estado Lara, Venezuela. Bioagro 21: 105-110.
- Richard, T. 1995. Moisture and carbon/nitrogen ratio calculation. Cornell Waste Management Institute, Department of Agricultural and Biological Engineering. Ithaca, NY, USA.
- Santamaría-Romero, S., R. Ferrera C., J. J. Almaraz S., A. Galvis S. y I. Barois B. 2001. Dinámica y relaciones de microorganismos, C-orgánico y N-total durante el composteo y vermicomposteo. Agrociencia 35: 377-384.
- Soto, G. y C. Muñoz. 2002. Consideraciones teóricas y prácticas sobre el compost y su empleo en la agricultura. Manejo Int. Plagas Agroec. (Costa Rica) 65: 123-129.
- Tchobanoglous, G., H. Theisen y S. Vigil. 1998. Gestión integral de residuos sólidos. Mc Graw Hill. España.
- Zaragoza, E. A. 2004. Avance última Milla "Madera líquida". CIMAV. Centro de Investigación en Materiales Avanzadas. Chihuahua, México. http://www.conacyt.mx/avance/proyectos/propuesta_C01-81_2003.pdf. (Consulta: junio 15, 2009).