CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA
PROGRAMA DE EDUCACIÓN PARA EL DESARROLLO Y LA CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSGRADUADOS

Biblioteca Conmemorativa
ORTON - IICA - CATIE
07 ABR 2003
RECIBIDO
Turrialba, Costa Rica

DISPONIBILIDAD DE NUTRIMENTOS DE TRES COMPOST

Tesis sometida a la consideración de la Escuela de Posgraduados, Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza como requisito para optar al grado de:

Magister Scientae

Por

CLAUDIA YANIRIS MUÑOZ ASTAÍZA

Turrialba, Costa Rica

2002

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

MAGISTER SCIENTIAE

FIRMANTES:

Reinhold Muschler, Ph.D.
Consejero Principal

Jean-Michel Harmand, Ph.D.
Miembro Comité Consejero

Gabriela Soto M.

Gabriela Soto, M.Sc.
Miembro Comité Consejero

Ali Moslemi, Ph.D.
Director Programa de Educación y
Decano de la Escuela de Posgrado

Claudia Yaniris Muñoz A.

Claudia Yaniris Muñoz Astaíza
Candidata

DEDICATORIA

A Dios, por ser mi guía y mi apoyo permanente

A mi madre, María Jesusita Astaíza Narvaéz y a mi abuela, Ernestina Narvaéz por su amor, paciencia y por enseñarme el valor y responsabilidad de ser colombiana.

A mi padre, Diego Muñoz Collazos, por su apoyo incondicional

A mis hermanas, Mary y Carol, por regalarme su alegría en cada llamada

A Edgar Bámaca Figueroa, mi amor, por ser el más bello regalo que me dejó esta aventura en el CATIE.

AGRADECIMIENTOS

Al CATIE por brindarme la oportunidad de crecer como persona lejos de mi patria.

A Patricia Leandro, Carlos Martínez, Carlos Fernández por su excelente trabajo en el laboratorio de suelos, sin ellos esta investigación no hubiera sido posible.

A Gabriela Soto Muñoz, por su constante apoyo y acertada orientación, siempre con la mejor disposición.

A Jean-Michel Harmand por su valiosa asesoría.

A Reinhold Muschler por el apoyo económico y académico para la culminación de mis estudios y este trabajo de investigación.

Al Instituto Costarricense de Electricidad, ICE, por su apoyo económico para la realización de esta investigación.

Al personal de la biblioteca por estar siempre dispuestos a colaborar cuando una búsqueda bibliográfica parecía no tener fin.

A Beatríz Gallego y Claudia Restrepo por su amistad y por brindarme apoyo cuando más lo requería.

A Verónica Hinojosa y Damaris Suarez, compañeras de cuarto y apartamento, por enseñarme la grandeza de Bolivia y Nicaragua.

A Tony y Rocío por ayudar a liberar el estrés con un poco de ejercicio.

A mis compatriotas, Claudia, Beatríz, Ana María, Giovanni, Román y Edgar por traer un poco de nuestro país en cada saludo, sonrisas y chistes.

A Alana Aguiar, Alfonso Suarez y Raimunda Araujo, por su amistad.

A Edgar Bámaca Figueroa, por su amor, tiempo, paciencia y porque con cada sonrisa borró el cansancio del día.

CONTENIDO

		Pag.
RESUMEN		vii
SUMMARY		viii
LISTA DE CUADROS		ix
LISTA DE FIGURAS		x
LISTA DE ANEXOS		xi
CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN		1
1.1	Motivación del trabajo	1
1.2	Objetivos	2
1.2.1	Objetivo general	2
1.2.2	Objetivos específicos	2
1.3	Hipótesis	2
CAPÍTULO 2. REVISIÓN DE LITERATURA		3
2.1	El Compost	3
2.1.1	Definiciones	3
2.1.2	Fases del compostaje	3
2.1.3	Parámetros del compostaje	4
2.1.4	Materiales para compostaje	6
2.1.5	Usos del compost	9
2.1.6	Los compost como abonos	9
2.1.7	Mineralización y liberación de nutrimentos de compost	11
2.1.8	Madurez y estabilidad de compost	12
CAPITULO 3. MATERIALES Y METODOS		14
3.1	Descripción del área de estudio	14
3.2	Preparación de los compost	14
3.3	Diseño experimental	15
3.4	Liberación de nutrimentos	16
3.5	Mineralización de C y N	16
3.6	Bioensayo con maíz	17
3.7	Análisis de la información	17
CAPITULO 4. PERDIDA DE NUTRIMENTOS DURANTE EL COMPOSTAJE Y LIBERACIÓN DE NUTRIMENTOS DE TRES COMPOST EN CONDICIONES DE CAMPO		18
Introducción		19
Materiales y Métodos		21
Condiciones ambientales y preparación de los compost		21
Caracterización química de los compost		22

Ensayo de liberación 22
Análisis de la información 24
Resultados y Discusión 24
Proceso de compostaje y composición química de los compost 24
Patrones de liberación de nutrimentos 32
Conclusiones y recomendaciones 38

CAPITULO 5. MINERALIZACION DE N Y C DE COMPOSTES DE RESIDUOS DEL BENEFICIO DEL CAFÉ Y BIOENSAYO CON MAÍZ 40

Introducción 41
Materiales y Métodos 42
Condiciones ambientales y preparación de los compost 42
Mineralización in vitro de C y N 42
Bioensayo con maíz 43
Análisis de la información 44
Resultados y Discusión 44
Composición de los compost 44
Mineralización del C 45
Mineralización del N 48
Bioensayo con maíz 52
Conclusiones y Recomendaciones 55

CAPITULO 7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES 59

CAPITULO 8. LITERATURA CITADA 60

ANEXOS 66

MUÑOZ, ACY. 2002. Disponibilidad de nutrimentos en tres compost. Tesis Mag. Sc., CATIE, Turrialba, Costa Rica.

Palabras claves: compost, mineralización de C y N, liberación de nutrimentos, tasa de descomposición, café, maíz.

RESUMEN

El objetivo del estudio fue evaluar la disponibilidad potencial de nutrimentos de tres compost: compost y lombricompost de broza de café y un compost elaborado con gallinaza, suelo, carbón vegetal, cascarilla y mucílago de café. Se evaluaron los rendimientos del compostaje, la tasa de descomposición y liberación de N, P, K, Ca y Mg durante 209 días y las tasas de mineralización de N y C en condiciones de laboratorio junto a un bioensayo con maíz. El estudio de liberación se realizó en Turrialba, CR, con 22°C de temperatura media anual y 2651 mm de precipitación anual. Se utilizó el método de bolsas de descomposición, las cuales se ubicaron bajo las copas de plantas de café. El experimento tuvo un diseño de parcelas divididas con 4 repeticiones; la parcela grande fueron los tratamientos (los tres compost) y las parcelas pequeñas las mediciones en el tiempo (9, 25, 53, 81, 98, 153 y 209 días). Durante el compostaje se presentaron pérdidas superiores al 50% de los contenidos iniciales de los nutrimentos. En la caracterización inicial de los compost, estos tuvieron diferencias estadísticas significativas en el grado de descomposición ó madurez, siendo el más maduro el lombricompost y el menos maduro el compost de broza. El compost de broza fue el que más materia seca perdió (36%), debido a su menor grado de descomposición. La liberación de C varío entre 41-46% del contenido inicial. El compost de broza presentó las mayores tasas de liberación de N (37%), P (61%), K(98%), Ca(22%) y Mg(42%) durante los 209 días. La menor liberación del P en el compost de residuos pese a ser el compost con mayor contenido inicial de P, se debe posiblemente a una fijación del P por las arcillas del suelo con que fue mezclado. La tasa de liberación de K correlacionó positivamente con el contenido inicial. La alta variabilidad en la composición del compost de residuos causó que éste no tuviera un comportamiento definido en la liberación de calcio y magnesio. Se recomienda el uso de abonos de rápida liberación como abonos verdes en complemento con compost, cuando las necesidades de los cultivos son inmediatas.

En el segundo estudio, los compost se incubaron a 28°C durante 102 días, con y sin suelo (Typic Dystropept); las relaciones compost/suelo en peso seco fueron 1.7%, 1.8% y 2.2% para compost de broza, lombricompost de broza y compost de residuos respectivamente. Las evaluaciones se realizaron a los 0, 7, 21, 42 y 102 días para C y hasta los 42 días para N. El compost de broza y el compost de residuos mineralizaron los mayores porcentajes de C inicial (20% y 19% respectivamente), lo que indicó su menor grado de descomposición. Los compost en mezcla con suelo mineralizaron más C y N que los compost sin suelo. En los compost con suelo, el N fue mineralizado (de 9 a 3.6 g de N por kilogramo de compost) en orden de: compost de broza > lombricompost >compost de residuos. El compost de broza tuvo la mayor tasa de mineralización de N (0.26%/día del contenido inicial total de N), seguida del compost de residuos (0.20%/día) y el lombricompost (0.20%/día). Se hallaron correlaciones positivas significativas entre el N mineralizado y el N inicial total ($r = 0.9$), y entre la tasa de mineralización del C entre los 0 a 102 días con la relación C/N ($r = 0.6$). La relación C/N tuvo una correlación negativa significativa con el N mineralizado ($r = -0.8$). Las plantas de maíz que crecieron con compost y lombricompost de broza tuvieron las mayores producciones de biomasa. Se halló una correlación positiva significativa entre la producción de biomasa de maíz y los contenidos iniciales de nitrógeno inorgánico y el nitrógeno mineralizado (mg/kg) del compost ($r = 0.97$ y 0.8 respectivamente).

Muñoz, ACY. 2002. Nutrient availability in three different types of compost. Thesis M. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica.

Key words: compost, C and N mineralization, nutrient release, decomposition rate, coffee, maize, vermicompost.

SUMMARY

The objective of this study was to evaluate the potential nutrient availability in coffee-pulp compost, vermicompost; and a compost made with chicken manure, soil, charcoal, coffee husk and mucilage (coffee-waste). Compost yield, decomposition rate, and the release of N, P, K, and Mg were evaluated during 209 days in 2002. N and C mineralization rates were evaluated in a laboratory and a maize bio-assay. The mineralization study was conducted in Turrialba, Costa Rica (mean annual temperature 22° C; mean annual precipitation 2651 mm), using decomposition bags that were placed under coffee canopies. The experimental design that was used contained blocked split plots with four replicates. The three composts were considered the main treatment and small plots were monitored on days 9, 25, 81, 98, 153, and 209. During composting, more than 50% of the initial nutrient content was lost. Composts differed significantly in the degree of decomposition or maturity in the initial characterization. Vermicompost was more mature than coffee-waste compost and coffee-pulp compost was the least mature. Coffee-waste compost lost more dry matter (36%) due to its lower decomposition rate. C release varied between 41 – 46% of its initial content. Coffee-pulp compost released more N (37%), P (61%), K (98%), Ca (22%), and Mg (42%) during the study. Although the coffee-waste compost had the highest P content, less P was released, probably due to the fixation of P on clay particles found in the mixture. The rate of K release was positively correlated with initial content. High variability in the composition of coffee-waste compost resulted in a less defined behavior for Ca and Mg release. The use of green manure is recommended in addition to compost for rapid nutrient release to meet immediate needs of the crops.

In the second study, the composts were incubated (28° C during 102 days) with and without soil (Typic Dystropept). The compost – soil dry weight relationships were 1.7%, 1.8% and 2.2% for the coffee-pulp compost, vermicompost and coffee-waste compost, respectively. C evaluations were carried out on days 0, 7, 21, 42, and 102, and for N until day 42. The coffee-pulp compost and the coffee-waste compost mineralized the greatest percentages of initial C (20% and 19%, respectively), which showed a lesser degree of decomposition. The composts with soil mineralized more C and N than the compost without soil. In the compost with soil, N was mineralized (from 9.0 to 3.6 g of N per kg of compost fresh weight) in the following order: coffee-pulp compost > vermicompost > coffee-waste compost. The coffee-pulp compost had the highest N mineralization rate (0.26%/day of the initial N content), followed by the coffee-waste compost (0.20%/day) and the vermicompost (0.20%/day). Significant positive-correlation rates between mineralized N and initial N content ($r = 0.9$), and between the C mineralization rate during 0 – 102 days and the ratio C/N ($r = 0.6$) were found. Maize plants that grew with vermicompost and coffee-pulp compost had the highest biomass production. Maize biomass showed a positive correlation between initial inorganic N contents and compost-mineralized nitrogen (mg kg^{-1}).

LISTA DE CUADROS

Pag.

CAPÍTULO 2.

1. Composición química de macronutrientes de diferentes sustratos empleados para elaborar compost 7
2. Características químicas de compost 10

CAPITULO 3.

1. Fuentes de variación y grados de libertad 16

CAPITULO 4.

1. Ingredientes y tipo de compostaje de los tres tipos de compost 21
2. Composición química de compost de broza y compost de residuos a los 7 y 59 días de compostaje, y composición del lombricompost al final del compostaje 27
3. Promedio de materia seca, carbono y nutrimentos liberados luego de 209 días de descomposición (% del inicial) 29
4. Tasas de liberación de materia seca, carbono, nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio durante 4 períodos en 209 días de evaluación 30
5. Coeficientes de correlación de Pearson(r), para pares de variables experimentales 31

CAPITULO 5.

1. Características químicas de los compost 44
2. Tasas promedio de mineralización de C de muestras de tres compost incubados con y sin suelo durante 102 días 47
3. Coeficientes de correlación de Pearson (r) para pares de variables experimentales 48
4. N mineralizado promedio por tratamiento (mg/kg de compost al cabo de 42 días). Tasas promedio de mineralización de N de tres compost incubados con suelo durante 42 días (% del N total inicial del compost mineralizado por día) 50
5. Coeficientes de correlación de Pearson (r) para pares de variables experimentales. 52
6. Contenido y distribución porcentual teórica del N en cada uno de los componentes de café cereza. 54

LISTA DE FIGURAS

Pag

CAPITULO 2.

1. Fases del compostaje 3
2. Degradación esquemática de diferentes compuestos orgánicos durante la fermentación aeróbica. 6
3. Modelo conceptual de vías de nutrimentos en el suelo. 11

CAPITULO 3.

1. Temperatura media anual histórica 14
2. Distribución histórica mensual de la lluvia 14

CAPITULO 4.

1. Precipitación mensual, temperatura máxima y mínima en CATIE, Turrialba, Costa Rica durante 2002. La barra horizontal indica el período experimental. 23
2. Evolución de la humedad y la temperatura del compost de broza y el compost de residuos durante 59 días de compostaje. 27
3. Pérdida de materia seca y nutrimentos durante 69 días de compostaje en los compost de broza y compost de residuos 27
4. Liberación de materia seca y carbono de compost de broza, lombricompost y compost de residuos durante 209 días en condiciones de campo. 30
5. Liberación de N, P y K de compost de broza, lombricompost y compost de residuos durante 209 días en condiciones de campo. 36
6. Liberación de Ca y Mg de compost de broza, lombricompost y compost de residuos durante 209 días en condiciones de campo. 37

CAPITULO 5.

1. C como CO_2 liberado del suelo incubado solo ó con tres tipos de compost entre los 0 a 102 días. 47
2. Carbono mineralizado acumulado (g C-CO_2/kg de compost y en % del C total inicial de compost) de tres compost incubados solos o con suelo (Typic dystropept) durante 102 días. 47
3. Evolución de N-NH_4 y N-NO_3 de tres compost sin mezcla con suelo durante 42 días de incubación. 49
4. N mineralizado acumulado (mg/kg de suelo) de un Typic dystropept incubado solo ó con tres compost durante 42 días. 50
5. N mineralizado acumulado (mg/kg de compost y en % del N total inicial de compost) de tres compost incubados solos ó con suelo (Typic dystropept) durante 42 días. 50
6. Promedio de biomasa (materia seca aérea y de raíces de maíz) a los 30 días luego de la germinación producida en suelo mezclado con tres compost. 52
7. Relación entre biomasa de maíz (materia seca(a los 30 días de cultivo y el N inorgánico inicial bajo tres tipos de compost 53

LISTA DE ANEXOS

Pag.

1. Caracterización de las materias primas empleadas para la elaboración de compost. 66
2. Concentraciones químicas de los compost al inicio, a los 59 días de compostaje y al cabo de 209 días en campo. 67
3. Pérdida de nutrimentos de los compost desde el inicio de su elaboración hasta los 209 días en campo. 67

CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1 MOTIVACIÓN DEL TRABAJO

La utilización de residuos orgánicos como fuentes de abonos, una práctica tan antigua como la agricultura, esta revalorizándose con el auge de la producción orgánica alrededor del mundo. La información requerida es diversa, desde cómo elaborar estos abonos hasta explicar los procesos bioquímicos involucrados.

El procesamiento de residuos orgánicos incluye el compostaje, cuyo objetivo es obtener un producto estable con la humificación. Sin embargo, la diversidad de materiales sumada a las variaciones que el compostaje pueda tener en función de, por ejemplo, frecuencia de volteo, tamaño de la pila, ocasiona que el compost sea un producto variable en términos de su contenido de nutrimentos y su estado de madurez (Mustin 1987).

En Latinoamérica, la broza del café se empezó a utilizar desde el comienzo de la caficultura (Saenz 1895). Sin embargo, por décadas fue desechada causando problemas de contaminación (Jacquet 1994, ICAFE 2000), debido a la alta carga de materia orgánica que se produce con el beneficiado de café (para la producción de un kilogramo de café pergamino seco se requieren 4.5 kilogramos de café cereza, que incluyen 1.8 kg de broza y 1 kg de mucílago). La broza y el mucílago son el mesocarpio del fruto, corresponden al 40% y 22% del peso fresco del fruto respectivamente (Calle 1977; Zuluaga, 1989). Otro residuo es la cascarilla, también llamado pergamino, es un producto del trillado, corresponde al endocarpio del fruto y representa el 3% del peso fresco del fruto (Murillo *et al.* 1975, Zuluaga 1989).

Durante el año 2002, se registró una producción mundial de 100 millones de sacos (ASERCA 2002) de café pergamino seco, correspondiendo a 2.7×10^{10} kilogramos de café cereza, lo que equivale a 1.08×10^{10} kilogramos de pulpa fresca y 0.6×10^{10} kilogramos de mucílago. Dicha cantidad de materia orgánica tiene el potencial de contribuir al ciclaje de nutrimentos u otros usos en vez de seguir siendo una fuente de contaminación de los ríos de las zonas cafetaleras.

Las investigaciones sobre el uso de la broza como fertilizante se han enfocado principalmente sobre los efectos en la producción (Parra 1959; Malavolta *et al.* 1982; Uribe y

Salazar 1983; Nogueira *et al.* 2000), además de evaluaciones sobre los contenidos de nutrimentos, totales y disponibles para las plantas (Orozco *et al.* 1996). Sin embargo, las características heterogéneas de los compost en cuanto a contenidos y grado de descomposición son factores que influyen sobre la velocidad con que son entregados estos nutrimentos al ambiente (Hartz *et al.* 2000). Estos aspectos determinan su comportamiento en el tiempo y su capacidad para suplir las necesidades de los cultivos. Esta información permite comprender la dinámica nutricional de los sistemas orgánicos y así mejorarlos.

El presente estudio buscó aportar información sobre la disponibilidad de nutrimentos de compost elaborados a partir de residuos del beneficio del café. Se evaluaron 3 compost, un compost y un lombricompost elaborados con broza de café y un compost en el que se mezcló el mucílago del café con la cascarilla, además de gallinaza como fuente principal de nitrógeno. El compost y lombricompost son dos tipos de abonos comunes en caficultura, pero se desconoce si existen diferencias en el aporte de nutrimentos y la mineralización. El compost de residuos se escogió con el objetivo de emplear los demás residuos del beneficio del café y evaluar su potencial como abono.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GENERAL:

Evaluar la disponibilidad de nutrimentos de compost y lombricompost de broza de café, y de un compost de residuos del beneficio del café.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Medir la tasa de descomposición y liberación de macronutrientes de estos tres abonos en condiciones de campo.
- Medir la tasa de mineralización de C y N de estos tres abonos en condiciones de laboratorio.

1.3 HIPÓTESIS

- Hay diferencias estadísticas significativas entre las tasas de descomposición y liberación de macronutrientes de compost, lombricompost de broza de café y de un compost de otros residuos.
- Hay diferencias estadísticas significativas entre las tasas de mineralización de N y C de compost y lombricompost de broza de café y de un compost de otros residuos.

CAPÍTULO 2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 EL COMPOST

2.1.1 DEFINICIONES

Mustin (1987) definió el compost como el producto de un proceso biológico que transforma compuestos orgánicos en un producto estable y rico en sustancias húmicas. El lombricompost es el producto de la digestión de las lombrices; al igual que el compostaje logra transformar desechos orgánicos en compuestos estables, por eso se lo considera un caso especial de compostaje (Mustin 1987).

2.1.2 FASES DEL COMPOSTAJE

El proceso se inicia cuando los materiales son apilados y se cuenta con oxígeno suficiente para aumentar la actividad microbial. Inmediatamente los microorganismos comienzan la colonización de la materia orgánica. Durante este período las bacterias principalmente degradan los compuestos más lábiles como azúcares, almidones y grasas. Esta fase mesofílica es dominada por microorganismos que no toleran temperaturas superiores a 60°C (Fig. 1) (Dalzell *et al.* 1991).

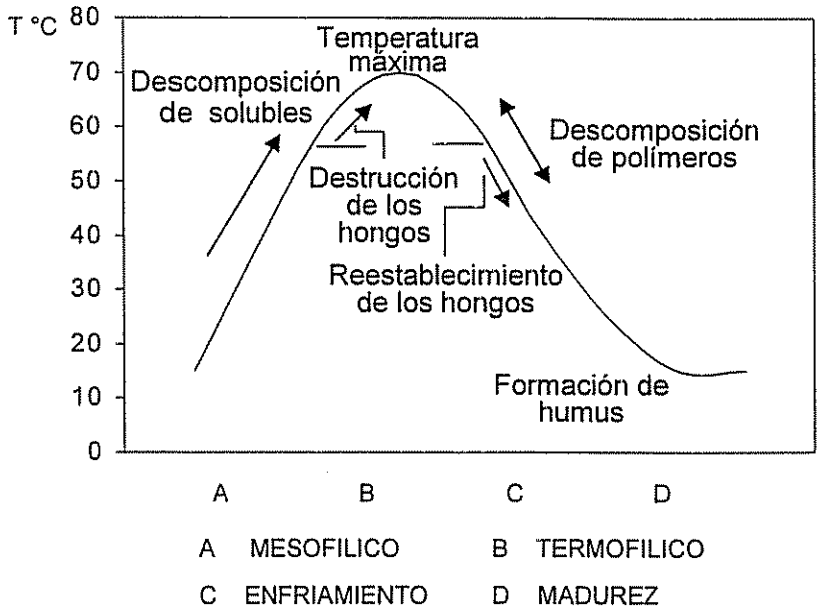

Figura 1. Fases del compostaje. Tomado de Dalzell *et al.* 1991.

Cuando la temperatura supera los 60°C un grupo de microorganismos conocidos como termofílicos, principalmente actinomicetos, comienzan a degradar el material de descomposición más lenta como lignina y celulosa. Las ultimas fases se conocen como enfriamiento y maduración, momentos en los cuales ocurre la humificación (Mustin 1987).

La humificación consiste en una serie de reacciones químicas y bioquímicas, especialmente polimerización, que conducen a la síntesis de productos orgánicos estables caracterizados por la presencia de anillos aromáticos (Mustin 1987). No obstante, algunas investigaciones han demostrado que no siempre se forman sustancias húmicas durante el compostaje, siendo necesario revisar este concepto (Adani *et al.* 1999).

2.1.3 PARÁMETROS DEL COMPOSTAJE

Oxígeno

El compostaje es un proceso aeróbico durante el cual los microorganismos oxidan las moléculas orgánicas y obtienen de ellas su alimento y energía. El mayor consumo de oxígeno se da en las primeras fases del compostaje requiriéndose un adecuado flujo de oxigeno por todo el sustrato. Un diámetro de partículas entre 10-50 mm se considera adecuado. Tradicionalmente los volteos suministran el oxígeno (Rink 1992, Mustin 1987).

Humedad

El agua es producto de la descomposición de moléculas orgánicas, pero las elevadas temperaturas hacen que disminuya haciendo necesario el humedecimiento. Los contenidos de humedad de los materiales determinan la necesidad de humedecer o no las compostas. Dalzell *et al.* (1991) mencionaron que contenidos de humedad por debajo del 30% en peso fresco retardan las reacciones biológicas. Un contenido entre 50 a 60% se considera óptimo.

Temperatura

Este es un producto de las reacciones biológicas y no es constante ya que en el proceso de compostaje la actividad microbial varía a medida que cambian los sustratos y las poblaciones de microorganismos (Fig. 1). Al comienzo hay un calentamiento gradual, los microorganismos se multiplican rápidamente y la temperatura se eleva. Cuando la temperatura alcanza los 60°C, la actividad de los hongos cesa y es llevada a cabo por actinomicetos y cepas de bacterias que forman esporas. La velocidad de descomposición se

modera y se alcanza el máximo de temperatura. Cuando los materiales fácilmente degradables se han descompuesto el compost logra la estabilidad, se enfría y la materia orgánica restante es descompuesta principalmente por hongos (Dalzell *et al.* 1991).

Las condiciones físico - químicas de los sustratos

Los sustratos son la única fuente de alimento para los microorganismos descomponedores. Por lo tanto las cualidades y cantidades de los nutrimentos deben ser las necesarias para el crecimiento y reproducción. Los principales factores que determinan la cualidad del alimento son:

La relación C/N

En la fase de fermentación los microorganismos consumen entre 15 y 30% más carbono que nitrógeno, por lo que una relación 30/1 se considera favorable. Esta relación se estabiliza entre 15 y 8 al final del compostaje. Relaciones muy altas llevan a que el nitrógeno sea inmovilizado haciendo que el proceso tarde aún mas, relaciones menores llevan a la volatilización del nitrógeno (Mustin, 1987). Los contenidos de azúcares, celulosa y lignina determinan la velocidad en la disminución de la relación C/N debido a sus diferentes grados de degradabilidad (Fig. 2).

pH

El rango óptimo del pH es aquel donde se dan las condiciones óptimas para la vida de los microorganismos, cerca de la neutralidad. La mayor parte de las bacterias que intervienen en el compostaje tienen un rango óptimo entre 6 y 8, igual ocurre con las lombrices, mientras los hongos son mas tolerantes y pueden actuar entre 5 a 8.5 (Mustin 1987, Martinez 2000).

Granulometría

La disminución del tamaño de las partículas de los sustratos incrementa el área de contacto, por lo tanto la actividad microbiológica y con ella la degradación de los materiales. No obstante, partículas muy pequeñas limitan el flujo de aire. Un diámetro de partículas entre 10-50 mm se considera adecuado (Dalzell *et al.* 1991, Mustin 1987).

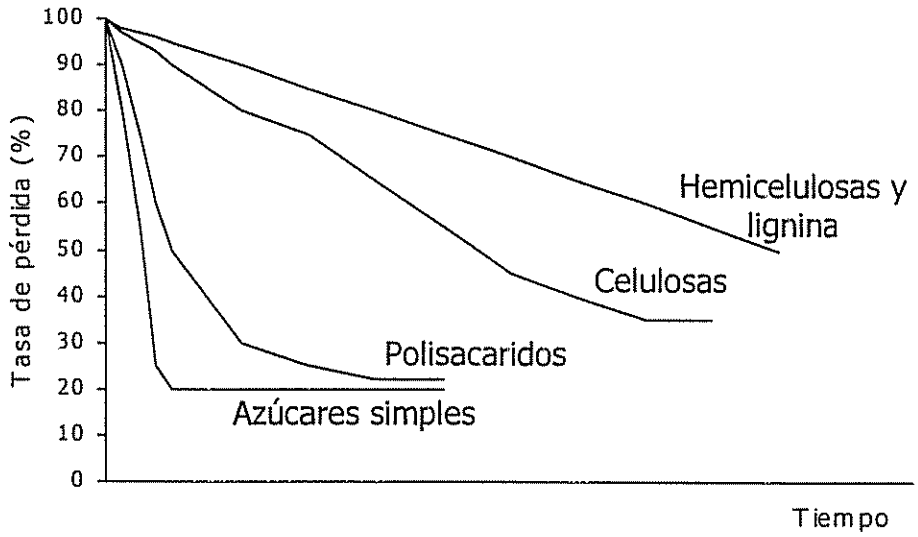

Figura 2. Degradación esquemática de diferentes compuestos orgánicos durante la fermentación aeróbica. Modificado de Mustin (1987).

2.1.4 MATERIALES PARA COMPOSTAJE

Los ingredientes principales para el compostaje son residuos orgánicos (Rink 1992) de una alta diversidad de fuentes y composición. Sin embargo, no todos los materiales tienen condiciones óptimas para el compostaje, por lo cual se recurre a realizar mezclas de materiales con el fin de mejorar la relación C/N, estructura y humedad principalmente. Materiales duros son empleados para airear y fuentes de carbono para ampliar la relación C/N.

En las fincas los materiales más comunes son estiércoles y residuos de cosechas. Entre los más conocidos se encuentran bagazo de caña, paja de arroz, residuos de cosecha de palma, banano, café, estiércol de ganado vacuno, caballar, porcino, caprino y aviar. A continuación se presentan los contenidos en macronutrientes y la relación C/N de algunos desechos orgánicos.

Cuadro 1. Composición quimica de macronutrientes de diferentes sustratos empleados para elaborar compost

Sustrato	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	C/N	Referencia
Aserrín	0.07	0.02	0.06	0.12	1.39	332	Gutierrez (1999)
Azolla pinnata	2.32	0.16	1.0	-	-	-	D'Souza (1986)
Bagaso de caña	0.32	0.1	1.89	0.008	0.007	-	Taja y Vander (1990)
Basuras urbanas	0.6	0.18	0.83	-	-	-	FAO (1978)
Cachaza	0.84	0.57	0.46	0.1	0.79	13	Gutierrez (1999.)
Erythrina poeppigiana	3.5-4	0.2	1.2	0.9-1.5	0.4-0.5		Russo y Budowski (1983)
Estiércol bovino	1.1	0.4	0.9	0.7	0.3	-	Ernani y Gianello (1982)
Estiércol ovino	1.94	1.08	1.03	0.05	0.63	8	Gutierrez, 1999.
Estiércol porcino	2.5	1.6	2.0	2.2	0.5	-	Ernani y Gianello (1982)
Gallinaza	1.9	1.2	1.3	6.5	1.0	-	Ernani y Gianello (1982)
Gallinaza	1.46	0.51	0.51	-	-	-	FAO (1978)
Gliricidia sepium (hojas)	3.18	0.17	1.39	1.31	0.662	14	Lehmann *et al.* (1995)
Leucaena leucocephala	3.55	0.09	2.79	1.59	0.4	12.8	Tian *et al.* (1992)
Paja de arroz	0.8	0.19	0.73	0.084	0.078	-	Taja y Vander (1990)
Palma de coco	0.62	0.05	0.05	0.14	0.97	39	Gutierrez (1999)
Zea mays (hojas)	1	0.13	2.06	0.42	0.29	43	Tian *et al.* (1992)

Residuos del beneficio del café

La broza de café

La broza del café es un residuo con diversos usos tales como alimento para animales, producción de biogas, alcohol, pectinas y obviamente como abono (Calle 1977). Respecto a su uso como abono, el mas conocido entre los caficultores es la aplicación de la pulpa con algunos meses de descomposición, normalmente con pocos volteos.

Los contenidos de nutrimentos de la pulpa fresca varían comúnmente entre 1.47 a 3.02% de nitrógeno, 0.12 a 0.53% de fósforo, 2.82 a 4.21% de potasio, 0.32 a 0.81 de calcio, 0.08 a 0.42 de magnesio (Orozco *et al.* 1996, Blandon *et al.* 1998, Korikanthimath y Hosmani 1999, Nogueira *et al.* 2000).

Respecto a las características microbiológicas, Blandon *et al.* (1998) hallaron que en la broza fresca actúan principalmente bacilos gram (-) y levaduras, mientras en el compost de la misma hallaron 11 géneros de bacterias, 4 de hongos, 2 de actinomicetos. Tauk (1984) aisló bacterias, levaduras y actinomicetos en broza fresca y con varios días de compostaje. Esta variedad de microorganismos se debe en parte a su alto contenido de humedad (comúnmente superior al 80%) (Daivaskamani 1986).

En la pulpa mezclada con mucílago, Blandón *et al.* (1999) hallaron géneros de levaduras que no estuvieron presentes en la pulpa sola como *Saccharomyces*, una levadura utilizada a

escala industrial y que podría ser empleada para obtener alcohol. En el mismo estudio, en la mezcla pulpa con mucílago, estos autores encontraron géneros como *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Proteus*, *Alcaligenes* y *Klebsiella,* caracterizados por solubilizar el fósforo. Su presencia en este sustrato se debió, según los autores, a una mayor disponibilidad de este nutrimento en este tratamiento en comparación con la pulpa sola.

Otros residuos

Además de la pulpa de café, el procesamiento del café genera en peso húmedo un 22% de residuos correspondientes al mucílago. Químicamente es un hidrogel constituido en un 8.9% por proteínas y 4.1 % por azúcares en base húmeda (Martinez 1959) por lo cual se ha utilizado en la alimentación de animales y para la producción de pectinas (Calle 1977). Su humedad esta alrededor del 88% y contiene 1.63% de Ca en base seca (Martinez 1959).

Actualmente, el uso de desmucilaginadores mecánicos es una alternativa para disminuir la contaminación generada con las aguas mieles producto del lavado del café, en las que el mucílago hace parte. A la vez se plantean interrogantes sobre el empleo que debe darse a este residuo, una de ellos es el uso como abono. Al respecto, Blandon *et al.* (1999) lo mezclaron con la pulpa de café para la producción de compost encontrando menores contenidos de nutrimentos en la mezcla, debido a la lixiviación ocasionada por el mucílago.

La cascarilla de café corresponde al 3% en peso húmedo de un fruto maduro de café. Es de naturaleza celulósica y tiene baja digestibilidad, lo cual limita su empleo como alimento (Barcelos *et al.* 1997). Sin embargo se ha empleado como componente de compost para lograr mejores relaciones C/N (Leal y Cañizares 1998) también se ha empleado como sustrato para crecimiento de hongos (Machado y Campos 1997).

La broza como abono

Sobre su efecto en el rendimiento del cultivo del café, Uribe y Salazar (1983) en un estudio en 5 localidades, determinaron que aplicando 6 kg de broza descompuesta (peso seco a 60°C) por planta se alcanzaban los mismos rendimientos (6 ton/ha/año de café cereza) que con un fertilizante completo (12-6-22) 50g/planta el primer año y 150g del segundo año en adelante. Este estudio tuvo una duración de 3 a 4 años dependiendo del sitio de evaluación. Los mismos autores no encontraron un efecto residual de la broza seca luego de un año de ser aplicada, es decir que no se presentó un efecto prolongado en los rendimientos. Resultados similares encontró López (1966). El Instituto del Café de Costa Rica (1997),

reporta que la aplicación de 2.5 a 10 ton/ha/año de broza de café descompuesta en mezcla con 350 kg de un fertilizante completo (15-3-22-6-2 en dos aplicaciones al año) produce cosechas entre 14 a 17 ton/ha/año de café cereza.

2.1.5 USOS DEL COMPOST

Los usos del compost son diversos, desde su valor como abono hasta su empleo para controlar enfermedades. Entre los efectos de compost sobre las propiedades del suelo se encuentran el incremento en la actividad de la fauna del suelo, incremento de la tasa de infiltración, estabilización del pH, aumento de la capacidad de intercambio catiónico, reducción de microorganismos patógenos (Bulluck *et al.* 2002), disminución del lavado de nitratos (Stamatiadis *et al.* 1999, Pickering *et al.* 1998) y aumento de la actividad microbial (Douds *et al.* 1997).

Los usos de los compost incluyen: sustrato de plántulas (Abou-Hadid y Omar 1998), eliminarción de semillas de malas hierbas por medio de las altas temperaturas generadas con la actividad microbial (Eastman *et al.* 2001, Dixon y Walsh 1998) y la degradación de residuos de pesticidas (Büyüksönmez *et al.* 2000).

Además de estos atributos, el compostaje ofrece ventajas en términos operativos por la disminución de la biomasa a aplicar, debido a las pérdidas de carbono y agua durante el proceso de descomposición, disminuyendo así los costos en la aplicación (Rink 1992).

Aunque se han verificado las ventajas de usar el compost, también se han reportado incrementos en los contenidos de sales y metales pesados a niveles que afectan el crecimiento de cultivos sensibles (Costa *et al.* 1997).

2.1.6 LOS COMPOST COMO ABONOS

La utilización de los compost como fuente de nutrimentos para los cultivos comparado con el uso de residuos frescos como excretas de animales tiene las siguientes ventajas: disminución de olores, de efectos tóxicos sobre los cultivos, de la contaminación de aguas y de patógenos y semillas de malezas (Rink 1992). Sin embargo, la liberación de nutrimentos puede ser más lenta comparada con residuos frescos (Castellanos y Pratt 1981), lo que puede ser una desventaja si las demandas de los cultivos son inmediatas, o una ventaja cuando la liberación más lenta de nutrimentos permite reducir las pérdidas por lixiviación y volatilización y abastecer el cultivo a mas largo plazo (Shibahara *et al.* 1998).

La disponibilidad de nutrimentos se refiere a la capacidad de ofrecer nutrimentos en forma asimilable para las plantas. Para los compost, terminado el proceso de compostaje, y si el compost es un producto estable, se espera que el aporte de nutrimentos sea dado por intercambio catiónico y por la continuación de la descomposición lenta de la materia orgánica. Sin embargo, un compost que no ha completado su fase de maduración liberará nutrimentos a partir de los materiales lábiles.

Hartz *et al.* (2000) mostraron el efecto de diversos compost con diferentes contenidos de nutrimentos sobre el N recuperado por plantas de *Festuca arundinacea* Shreb, sembradas en potes con un suelo (Typic Xerorthent) en una relación 50/1 peso seco. Esta variabilidad ocasiona que el compost no sea un producto de una composición definida (cuadro 2).

Cuadro 2. Características químicas de compost y N total recuperado en el cultivo de *F. arundinacea* luego de 128 días de cultivo (% del N total de la mezcla suelo compost). Tomado de Hartz *et al.* (2000).

Compost	N total	N orgánico	P	K	C	C/N	N total recuperado
	g/kg						(%)
Compost estiércol gallinas (1996)	38	36	23	29	217	5.7	7
Compost estiércol gallinas (1997)	26	24	14	21	181	7.0	6
Compost de forraje (1996)	22	22	8	31	251	11.4	3.7
Compost de forraje (1997)	22	21	8	32	199	9.3	5.1
Compost desechos urbanos (1996)	16	16	3	9	236	14.4	3.7
Compost residuos de cultivos	12	12	2	14	111	9.3	3.7
Compost estiércol ganado vacuno	15	14	11	18	155	10.5	8

La edad de los compost también es un factor determinante para la disponibilidad de nutrimentos. Al respecto, Robertson y Morgan (1995) analizando un compost (a partir de estiércol, residuos vegetales y carbón) de diferentes edades hallaron que los compost de 12 y 16 semanas aportaron menos nutrimentos que los compost de menor edad; los autores concluyeron que por cada semana de compostaje, 27 kg N/ha eran menos disponibles para las plantas, ya que se habían perdido durante el compostaje.

Hadas y Portnoy (1997) evaluando un compost de estiércol vacuno y otro de residuos municipales con dos tasas de aplicación, del 5 y 15% en peso fresco en relación al suelo, encontraron que las tasas de mineralización de N (0.1-0.12%/día y 0.09%/día del N total inicial del compost, para compost de estiércol vacuno y compost de lodos municipales respectivamente) fueron independientes de la tasa de aplicación.

2.1.7 MINERALIZACION Y LIBERACION DE NUTRIMENTOS DE COMPOST

El empleo de los compost como abono radica en su potencial para proveer nutrimentos en formas asimilables para las plantas conforme avanza la fragmentación y mineralización de la materia orgánica. La mineralización es un proceso en el que los nutrimentos incorporados en las moléculas orgánicas son transformados a formas asimilables como CO_2, CH_4, NH_4^+, NO_3^-, SO_4^{2-}, HPO_4^{2-}. Este proceso esencialmente microbiológico esta influenciado por la temperatura, la humedad, el pH, propiedades edáficas como textura, estructura, composición química y mineralógica, y manejo del suelo.

La mineralización puede ocurrir a partir de la materia orgánica que hace parte de los compost ó a partir de los microorganismos del suelo que inmovilizan los nutrimentos mineralizados durante su vida. Myers *et al.* (1994) han descrito estos flujos tal y como se observan en la figura 3.

La mineralización del nitrógeno de compost tiene rangos amplios. Castellanos y Pratt (1981) en condiciones de laboratorio (23°C) hallaron tasas del 17% durante 40 semanas de compost de estiércoles; mientras que Hadas y Portnoy (1994) también en condiciones de laboratorio (30°C) reportaron una tasa del 10% durante 32 semanas en compost de estiércoles. Hartz *et al.* (2000) en una incubación aeróbica bajo 25°C hallaron tasas de sólo el 7% en un compost de estiércol por un período de 12 semanas y en compost a partir de residuos vegetales encontraron una tasa del 1% durante el mismo tiempo. Ampliando la variabilidad, Douglas y Magdoff (1991) hallaron una inmovilización por 67 días en compost de estiércoles.

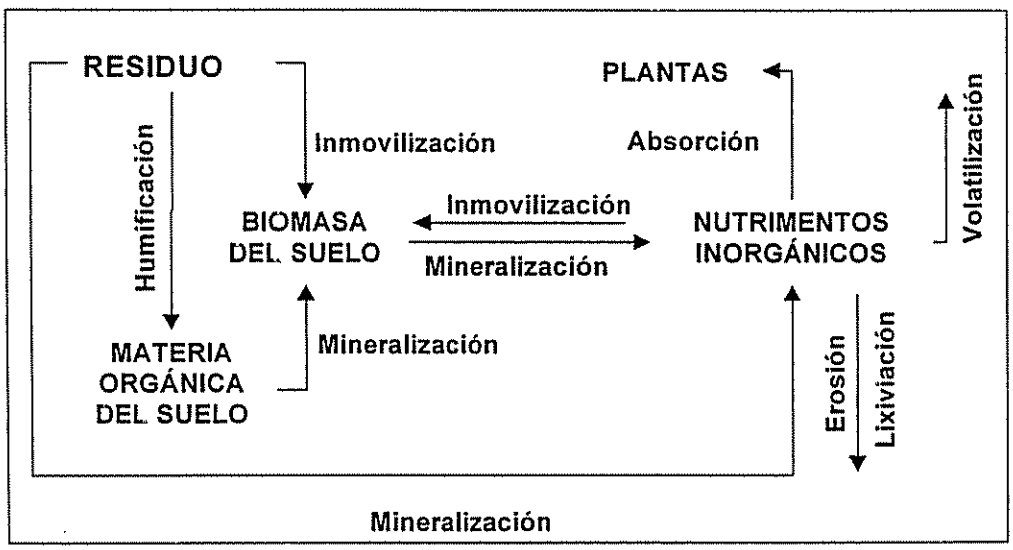

Figura 3. Modelo conceptual de vías de nutrimentos en el suelo. Modificado de Myers *et al.* (1994)

Además de los factores que normalmente afectan la mineralización de la materia orgánica en el suelo, la mineralización de la materia orgánica de los compost esta alterada por otros factores intrínsecos a los materiales y a los procesos. Hartz *et al.* (2000) encontraron una correlación altamente significativa entre la tasa de mineralización de N y los contenidos iniciales de nitrógeno. Así mismo, Robertson y Morgan 1995 determinaron que la tasa de mineralización de N se redujo con la edad del compost.

La descomposición entendida como un proceso en el cual un grupo de recursos dado es transformado en un segundo grupo y estos a su vez se transforman en un tercer grupo (Lavelle *et al.* 1993), es una de las causas para que la liberación tenga velocidad variable. Esta velocidad también se altera con factores como la calidad de los materiales, su relación C:N y el contenido de polifenoles, lignina y sílice (Palm y Sánchez 1991). Los residuos con un mayor contenido de N (relación C:N baja) muestran una mayor velocidad de descomposición, tal es el caso de las leguminosas (Frankenberger y Abdelmadig 1985); mientras que materia orgánica con alta concentración de lignina, sílice o polífenoles tiende a descomponerse lentamente (Melillo *et al.* 1982) ya que inhiben la actividad enzimática.

La cantidad de biomasa que pierden los compost en campo es un indicador de la velocidad de descomposición. Al respecto Balkcom *et al.* (2001) encontraron que compost de lodos municipales aplicados a una tasa de 4 ton/ha en peso seco, perdieron el 36% de su peso durante 52 semanas y liberaron cerca del 50% del N en las primeras dos semanas, 21% del fósforo y 20% del calcio mientras que el magnesio no mostró ninguna pérdida.

2.1.8 MADUREZ Y ESTABILIDAD DE COMPOST

Estos dos términos son comunes en la literatura. Sin embargo sus conceptos aún no están completamente claros y aún no existe un consenso sobre éstos. Wu *et al.* (2000) definieron *estabilidad* como el grado de descomposición de la materia orgánica y *madurez* como el grado de descomposición de sustancias fitotóxicas producidas durante la fase activa. Estas definiciones son útiles para establecer los mecanismos de evaluación, así, la estabilidad puede ser expresada como una función de la actividad microbial y determinarse por medio del O_2 tomado, el CO_2 producido ó el calor generado durante la fase activa del compostaje. De acuerdo con la definición dada, la madurez se puede evaluar con pruebas de germinación. Sin embargo, los efectos causados por contenido de sales ó metales pesados no entran en esta definición y también afectan la germinación.

Ambos términos son importantes en compost porque involucran problemas como contaminación ó fitotoxicidad causada por una descomposición incompleta provocando inmovilización del N como consecuencia de las relaciones C/N amplias, daños a raíces por concentraciones elevadas de amoniaco (>0.1 µg N/g de compost), al igual que por la producción de H_2S y NO_2^- bajo condiciones anaerobias (Mathur *et al.* 1993). La germinación de semillas también puede afectarse por compuestos fenólicos y ácidos alifáticos producidos durante el proceso de descomposición. En condiciones de alta pluviosidad y en grandes cantidades estos compuestos pueden producir contaminación de las fuentes de agua (Zucconi *et al.* 1981).

Otros problemas de la inestabilidad de los compost son los malos olores producidos en el almacenamiento, ya que éstos compost continúan el proceso de descomposición pero si no hay un adecuado suministro de aire, las condiciones anaerobias llevan a la producción de metano y N_2O. Otro problema es la proliferación de moscas (Mathur *et al.* 1993).

CAPITULO 3. MATERIALES Y METODOS

3.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Los experimentos se realizaron en las instalaciones del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, ubicadas a 9°52'42 4" L.N. y 83°39'42" L.O. con las siguientes condiciones: 622 msnm de altitud, 21.8°C de temperatura media anual, 2479 mm de precipitación anual y 87% de humedad relativa anual (Fig. 1 y 2) (CATIE 2002).

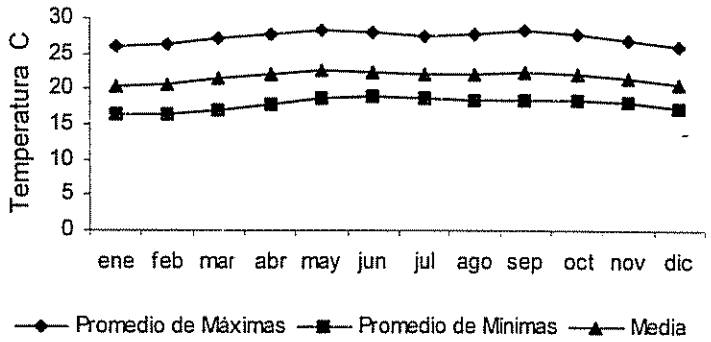

Figura 1. Temperatura media anual (1958-2001) Fuente: CATIE (2002.),

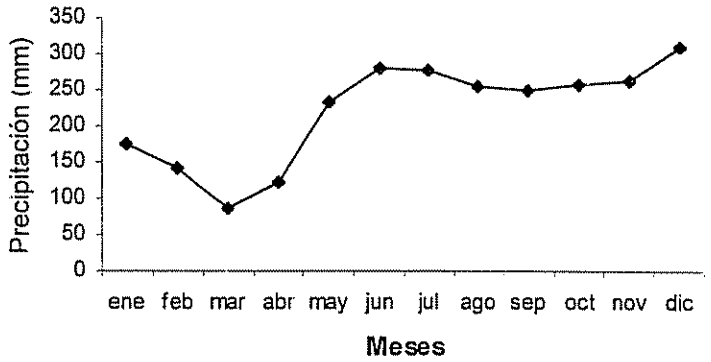

Figura 2. Distribución histórica mensual de la lluvia (1942-2001). Fuente: CATIE (2002)

3.2 PREPARACIÓN DE LOS COMPOST

El compost de broza y el compost de residuos se elaboraron con volteos periódicos cada 3 días, desde el 20 de diciembre del 2001 hasta el 25 de febrero del 2002. El compostaje fue bajo techo. El lombricompost había sido preparado dos meses antes de iniciar este estudio. Mayores detalles en el capítulo 4, página 21.

Se elaboró un compost a partir de broza únicamente debido a que es el principal residuo, en términos de peso, del beneficio del café. Con la elaboración del compost de residuos se buscó emplear los demás residuos del beneficio del café, enriquecidos con gallinaza como fuente de N, P y K. El lombricompost a partir de broza se empleó ya que es otra forma común de descomponer la broza y ofrece un punto de comparación con el compost de broza.

Para elaborar el compost de broza se emplearon 3000 kg de broza fresca, con 86% de humedad, proveniente de la central de beneficio Coopesuiza, la cual emplea el despulpado sin agua. En el compost de residuos se mezclaron gallinaza, suelo, carbón vegetal, cascarilla y mucílago de café, en relación 1/0.13/0.04/0.03/0.001 peso seco. En total se mezclaron 1423 kg de éstos materiales, con 51% de humedad en promedio. El compostaje tuvo una duración de dos meses, bajo techo, con volteos cada tres días. Las camas no superaron los 45 cm de altura, el control de la humedad se realizó con el tacto, asegurando que no cayeran gotas al presionar un puño de material (Dalzell *et al.* 1991). El lombricompost fue elaborado con lombriz roja californiana, *Eisenia foetida*. Las características finales de los compost se detallan en los capítulos 4 y 5.

3.3 DISEÑO EXPERIMENTAL

Se utilizó un diseño bloques completos al azar con parcelas divididas, donde la parcela grande fue el tipo de compost y la parcela pequeña las mediciones en el tiempo. El modelo de este diseño para evaluar el comportamiento de la biomasa perdida y el contenido de nitratos y amonio es:

$$Y_{ijk} = \mu + T_i + \beta_j + (T\beta)_{ij} + P_k + (PT)_{jk} + e_{ijk}$$

i= Número de tratamientos (4)

j= Número de bloques (4)

k=Número de mediciones (7 para biomasa perdida y 5 para mineralización)

Y_{ij} = j-esimo valor observado del tratamiento i durante la medición k.

μ = Media poblacional.

T_i = Efecto del i-esimo tratamiento.

β_j = Efecto del j-esimo bloque.

$(T\beta)_{ij}$ = Efecto de la interacción tratamiento por bloque (Error A).

P_k = Efecto de la k-esima medición.

$(PT)_{jk}$ = Efecto de la interacción Período por Tratamiento (Error B).

e_{ijk} = Error experimental.

Cuadro 1. Fuentes de variación y grados de libertad

Fuente	gl
Tratamientos	3
Bloques	3
Bloques x Tratamiento	9
Período	4
Período x Tratamiento	12
Error	48
Total	79

El tamaño de las parcelas experimentales varió entre 100 a 180 m^2, debido a la heterogeneidad de la edad de los cafetos del lote experimental y a la necesidad de contar con un mínimo de 30 cafetos útiles (con presencia de botones florales) por parcela. El número total de parcelas experimentales fue 16.

3.4 LIBERACIÓN DE NUTRIMENTOS

Se empleó el método de bolsas de descomposición. Las evaluaciones se realizaron a los 9, 25, 53, 81, 98 y 209 días. En cada evaluación se midió el peso de cada bolsa para calcular la pérdida de biomasa. Las variables evaluadas fueron contenido de C, N, P; K; Ca y Mg. Los demás detalles se encuentran en el capitulo 4.

3.5 MINERALIZACIÓN DE C Y N

Para la evaluación del C y N mineralizado se utilizó una incubadora a 28°C, las relaciones suelo/compost en peso seco fueron 1.7%, 1.8% y 2.2% para compost de broza, lombricompost de broza y compost de residuos respectivamente. Las evaluaciones se hicieron a los 0, 7, 21, 42 y 102 días para el C y hasta los 42 días para el N. La mineralización del C se midió por medio de la captura de CO_2 durante 24 horas en las fechas mencionadas. Para capturar el CO_2 se empleó NaOH 0.056M, se tituló con HCl 0.056M, previa precipitación de los carbonatos con 3 ml de BaCl 3M, usando como indicador 2 gotas de fenoftaleína (Schinner *et al.* 1995). Nitratos y amonio fueron extraídos con KCl 2N y determinados por destilación (Black *et al.* 1965). Mayores detalles se encuentran en el capítulo 5.

3.6 BIOENSAYO CON MAÍZ

En el bioensayo de maíz se sembraron 6 semillas por maceta de 4 litros, dejando 3 al azar luego de la germinación. Las relaciones en peso seco del suelo/compost fueron 8/1, 8.3/1 y 6/1 para compost de broza, lombricompost de broza y compost de residuos respectivamente. El cultivo duró 30 días. Cada semana se midió el número de hojas y la altura de las plantas y al finalizar el cultivo se determinó el peso de la materia seca de raíces y follaje.

3.7 ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

Se hicieron análisis de varianza, pruebas de comparación de medias (Duncan con probabilidades del 1 y 5%), análisis de correlación (coeficiente de Pearson) y regresión. El paquete estadístico usado fue SAS.

CAPITULO 4.

PERDIDA DE NUTRIMENTOS DURANTE EL COMPOSTAJE Y LIBERACIÓN DE NUTRIMENTOS DE TRES COMPOST EN CONDICIONES DE CAMPO

Claudia Yaniris Muñoz Astaíza[1], Reinhold Muschler[2]
Jean-Michel Harmand[3], Gabriela Soto Muñoz[2],
[1]Estudiante de Maestría en Agroforestería Tropical, CATIE, Turrialba, Costa Rica.
[2]Profesor/Investigador, CATIE, Turrialba, Costa Rica.
[3]Profesor/Investigador,CIRAD-Forêt/CATIE, Costa Rica

Palabras claves: compostaje, compost, broza de café, liberación de nutrimentos, estabilidad de compost.

Resumen

En Turrialba, Costa Rica, (22°C de temperatura media anual, 88% de H.R. y 2651 mm de precipitación anual) se evaluaron los rendimientos del compostaje de un compost de broza de café y un compost elaborado con gallinaza, suelo, carbón vegetal, cascarilla y mucílago de café en relación 1/ 0.13/ 0.04/ 0.03/ 0.001 peso seco y la tasa de descomposición y liberación de N, P, K, Ca y Mg durante 209 días de estos dos compost más un lombricompost. Se utilizó el método de bolsas de descomposición, las cuales se ubicaron bajo las copas de plantas de café. El experimento tuvo un diseño de parcelas divididas en 4 bloques completos al azar, la parcela grande fue el tratamiento (los tres compost) y las parcelas pequeñas las mediciones en el tiempo (9, 25, 53, 81, 98, 153 y 209 días). Durante el compostaje se presentaron pérdidas superiores al 50% de los contenidos iniciales. En la caracterización inicial de los compost, estos tuvieron diferencias estadísticas significativas en el grado de descomposición ó madurez, siendo el más maduro el lombricompost y el menos maduro el compost de broza. El compost de broza fue el que más materia seca perdió (36%), esto debido a su menor grado de descomposición. La liberación de C varío entre 41-46% del contenido inicial. El compost de broza presentó las mayores tasas de liberación de N (37%), P (61%), K(98%), Ca(22%) y Mg(42%) durante los 209 días. La menor liberación del P en el compost de residuos pese a ser el compost con mayor contenido inicial de P, se debe posiblemente a una fijación del P por las arcillas del suelo con que fue mezclado. La tasa de liberación de K correlacionó positivamente con el contenido inicial. La alta variabilidad en la composición del compost de residuos causó que éste no tuviera un comportamiento definido en la liberación de calcio y magnesio. Se recomienda el uso de abonos de rápida liberación como abonos verdes en complemento con compost, cuando las necesidades de los cultivos son inmediatas.

INTRODUCCIÓN

En la incorporación de materiales orgánicos al suelo es necesario conocer la velocidad con que los nutrimentos son entregados al ambiente, ya que de ello depende la sincronización entre demanda y oferta y la disminución de las pérdidas por lixiviación. La liberación de nutrimentos esta en función de la fragmentación, mineralización y humificación, procesos determinantes para la descomposición (Lavelle *et al.* 1993; Zech *et al.* 1997). La descomposición esta determinada por diversos factores, en orden jerárquico son: el clima (principalmente temperatura y humedad), las propiedades del suelo (mineralogía de las arcillas especialmente), la calidad de los materiales (relación C/N, contenidos de polifenoles y lignina) y la actividad de invertebrados (Lavelle *et al.* 1993).

Una práctica común, antes de incorporar los materiales al suelo, es el compostaje, con el fin de generar un producto estable (debido a que ya ha pasado por un proceso de descomposición) y con menos patógenos y semillas de malezas, entre otros beneficios (Rink, 1992). Sin embargo, se reconoce que durante el proceso hay pérdidas de nutrimentos, principalmente de N. Martins y Dewels (1992) reportaron que entre el 16 al 75% del N total puede ser perdido, dependiendo del contenido del N total del material, la temperatura, pH alto (>8) y la frecuencia de volteo.

La mineralización transforma los nutrimentos contenidos en los compuestos orgánicos a formas asimilables como NH_4^+, NO_3^-, SO_4^{2-}, HPO_4^{2-}, los cuales son liberados al ambiente por lixiviación o son tomados directamente por la planta. No obstante, el proceso de descomposición continua dependiendo de la estabilidad del compost, definida como su grado de descomposición (Wu *et al.* 2000). Entre más estable sea un compost la velocidad de descomposición y mineralización será menor, por lo tanto los nutrimentos se entregaran a largo plazo; esto es benéfico en la reducción de pérdidas por lixiviación pero su utilidad depende de la demanda de los cultivos. Según Hartz *et al.* (2000), las bajas tasas de mineralización reportadas para compost, pueden ayudar a explicar las deficiencias de N reportadas en sistemas orgánicos en transición. Otros factores que alteran la mineralización del compost y por tanto la liberación de nutrimentos son la edad del compost (Robertson y Morgan 1995) y los contenidos iniciales de nutrimentos. Hartz *et al.* (2000) hallaron correlaciones significativas entre la mineralización del compost y el contenido inicial de nitrógeno y la relación C/N.

La utilización de residuos de la caficultura se ha intensificado (Alfaro y Rodriguez 1994, Zambrano e Isaza 1998) para la producción de abonos, el cultivo de hongos, la producción de pectinas, la alimentación de animales, entre otros (Calle 1977, Villa *et al.* 1999).

Residuos como la cascarilla de café y el mucilago no tienen usos tan generalizados como el de la broza, debido a los bajos contenidos de nutrimentos, especialmente del primero, cuya composición es esencialmente hemicelulosa (Murillo *et al.* 1975). Sin embargo, el empleo de la cascarilla en mezcla con otras fuentes de nutrimentos como la gallinaza podría generar beneficios como abono. En mezcla de bocashi, un tipo de abono fermentado, Romero *et al.* (2000) demostraron que la cascarilla sustituye la granza de arroz, sin reducir los efectos positivos del bocashi sobre plántulas de café.

El empleo de la broza de café como abono no es reciente, siendo referenciado en manuales de finales del siglo XIX (Saenz, 1895). En estudios en Colombia para evaluar su valor como fertilizante, Uribe y Salazar (1983) concluyeron que con la aplicación de 6 kg al hoyo de siembra más 6 kg superficiales/pl/año se alcanzan los mismos rendimientos (6.000 kg de café pergamino seco/año/ha) que con el fertilizante de formula completa 12-6-22 a 50g/pl el primer año y 150g del segundo año en adelante (el experimento se realizó en cinco localidades, la variedad de café fue caturra sembrada a 1.5 x 1.5m, el experimento inició desde la siembra del cultivo y tuvo una duración de 4 a 5 años de acuerdo a los sitios experimentales, sus rendimientos fueron de 6 ton/ha/año aproximadamente). Sin embargo, no se tiene información sobre los momentos de mayor entrega de nutrimentos y la velocidad con que son liberados, esto determina el efecto residual del mismo además de las tasas y momentos propicios de aplicación.

Además de su valor como fertilizante, un aspecto poco estudiado en el caso de la broza, son las pérdidas de nutrimentos durante el compostaje. Al respecto, a partir de la información generada en el estudio de Blandón *et al* (1998), se calculan pérdidas alrededor de 62% de N, 64% de P, 60% de K, 52% de Ca y 61% de Mg. Estas pérdidas en sistemas de producción orgánicos y con poca entrada de insumos le restan eficiencia al sistema.

Dentro de este marco, esta investigación tuvo el objetivo de evaluar la calidad del producto y la pérdida de nutrimentos luego del compostaje de broza de café y una mezcla de otros residuos del beneficiado del café y gallinaza. Además se determinó la tasa de liberación de nutrimentos, en condiciones de campo, de estos dos compost y un lombricompost elaborado también con broza.

MATERIALES Y METODOS

CONDICIONES AMBIENTALES Y PREPARACIÓN DE LOS COMPOST

El compostaje se realizó en las instalaciones del beneficio de café del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, ubicadas a 9°52'42.4" L.N. y 83°39'42" L.O. con las siguientes condiciones: 622 msnm de altitud, 21.8 °C de temperatura media anual, 2479 mm de precipitación anual y 87% de humedad relativa anual (CATIE 2002). Los ingredientes y procesamiento de los tres compost fueron:

Cuadro 1. Ingredientes y tipo de compostaje de los tres tipos de compost.

Tipo de compost	Ingredientes	Procesamiento
Compost de broza	Broza fresca de café	Volteo cada 2 días
Lombricompost de broza	Broza de dos meses	Lombricompostaje
Compost de residuos	Gallinaza, suelo, carbón vegetal, cascarilla y mucílago de café en relación 1/ 0.13/ 0.04/ 0.03/ 0.001 (peso seco).	Volteo cada 2 días

La broza y el mucílago de café para el compost de broza y el compost de residuos se obtuvieron del beneficio CoopeSuiza proveniente del despulpado sin agua, en noviembre del 2001. La broza del lombricompost se obtuvo del mismo beneficio pero dos meses antes. Los demás ingredientes provinieron de fincas cercanas (anexo 1). Las proporciones del compost de residuos se definieron con el criterio de un agricultor con experiencia en el tema, buscando una aplicabilidad amplia de los resultados. Así mismo el tiempo del compostaje, dos meses, fue el sugerido por el mismo productor.

El compostaje se realizó bajo techo en dos pilas de 45 cm de altura por 2.5 m de largo y 1.5 m de ancho, una para broza y otra para el compost de residuos. En la pila de broza se colocaron a compostear 3800kg de broza fresca (87% humedad) y en la pila de compost de residuos se colocaron 1423 kg de gallinaza, suelo, carbón vegetal, cascarilla y mucílago (55% de humedad). El volteo se realizó cada 3 días, y el control de la humedad se efectuó con el tacto, asegurando que no cayeran gotas al presionar un puño de material (Dalzell *et al.* 1991). La cama de broza no se humedeció, ya que su contenido de humedad siempre fue superior al 60%, la humedad recomendada por Dalzell *et al.* (1991). El compost de broza y el compost de residuos se prepararon durante dos meses. El lombricompost se preparó bajo techo en camas de menos de 20 cm de altura, durante un mes empleando la lombriz roja californiana, *Eisenia foetida*.

Durante el compostaje se evaluó la temperatura a 4 profundidades (0-10, 10-20, 20-30 y 30-40 cm) y la humedad, para lo cual se tomó una muestra compuesta de los materiales en las

4 profundidades mencionadas y se secó a 65°C durante 48 h. Todas las mediciones se realizaron a la misma hora cada 3 días durante 60 días. Para evaluar los rendimientos del compostaje, es decir la cantidad de material que se obtiene luego del compostaje, se pesaron los materiales al inicio y a los 59 días de compostaje.

CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE LOS COMPOST

La materia orgánica se analizó por el método de Walkley-Black (Nelson y Sommer 1982), carbono orgánico (Nelson y Sommer 1982), N total por el método semimicro Kjeldahl (Jones y Case 1990), pH en agua; nitratos y amonio (Extracción con KCl 2 N y determinación por destilación), N total por método semimicro Kjeldhal, P por método colorimétrico del extracto de digestión seca, K, Ca, Mg por absorción atómica (Association of Official Agricultural Chemists 1984; Díaz y Hunter 1978; Mills y Jones 1996) y materia orgánica por el método de Walkley y Black (Nelson y Sommer 1982). La madurez se determinó por medio de dos indicadores, las relaciones C/N y NH_4-N/NO_3-N (Mathur, 1993).

ENSAYO DE LIBERACIÓN

El experimento se realizó en las parcelas de café orgánico del Centro Agronómico Tropical y Enseñanza, ubicadas a 9°53'30" L.N. y 83°39'23" L.O. con las siguientes condiciones, 617 msnm de altitud, 21.8 °C de temperatura media anual, 2651 mm de precipitación anual y 88% de humedad relativa. El experimento fue realizado desde marzo hasta octubre de 2002 (Fig 1.)

Los tratamientos a evaluar fueron:

- Compost de broza de café
- Lombricompost de broza de café.
- Compost de residuos de café y gallinaza.

Se utilizó un diseño de bloques completos al azar con parcelas divididas, donde la parcela grande era cada tratamiento y la parcela pequeña las mediciones en el tiempo. Se utilizó el método de bolsas de descomposición. La bolsa tuvo un tamaño de 27x17 cm en la cual se colocaron 250 g de compost peso fresco. Una de las caras de la bolsa tuvo una malla con orificios de 330 µm de área. La otra cara, la cual se colocó en contacto con el suelo para evitar pérdidas de las fracciones más finas tuvo un tamaño de orificios de 40 µm. La unidad experimental (parcela) fue un grupo de 7 bolsas de descomposición puestas bajo la copa de 7 cafetos seleccionados al azar por parcela. La unidad muestral fue cada bolsa.

Las parcelas tuvieron áreas entre 100 a 180 m^2. No se empleó un área única debido a que las filas de cafetos podadas en algunas secciones del cafetal, obligaron a ampliar el área de las parcelas para obtener 30 cafetos útiles como valor mínimo (se determinó como plantas útiles a aquellas que presentaban botones florales ó flores). Las variedades de café fueron Catimor y Caturra. La edad de los cafetos fue entre 5 y 8 años, Las parcelas estuvieron bajo sombra de poró (*Erythrina poeppigiana*) y laurel (*Cordia alliodora*)

Las bolsas se colocaron aleatoriamente debajo de los cafetos. Debajo de la copa de cada cafeto seleccionado se colocó una bolsa de descomposición siempre en la dirección oriente-occidente. Las bolsas se cubrieron totalmente con una malla galvanizada con una tamaño de agujero de 25 mm^2 para evitar daños por armadillos y se aseguraron en el suelo por medio de varillas de hierro,-lo cual evitó el volteo y así las pérdidas por gravedad.

Las evaluaciones se realizaron a los 9, 25, 53, 81, 98, 153 y 209 días. Las bolsas se trasladaron al laboratorio para eliminar terrones y pequeñas plantas que crecían sobre el compost, luego se pesó el contenido de cada bolsa y se tomó una muestra de 20 g para determinar materia seca, luego se mezcló el material de las 4 repeticiones por tratamiento para determinar NH_4, NO_3

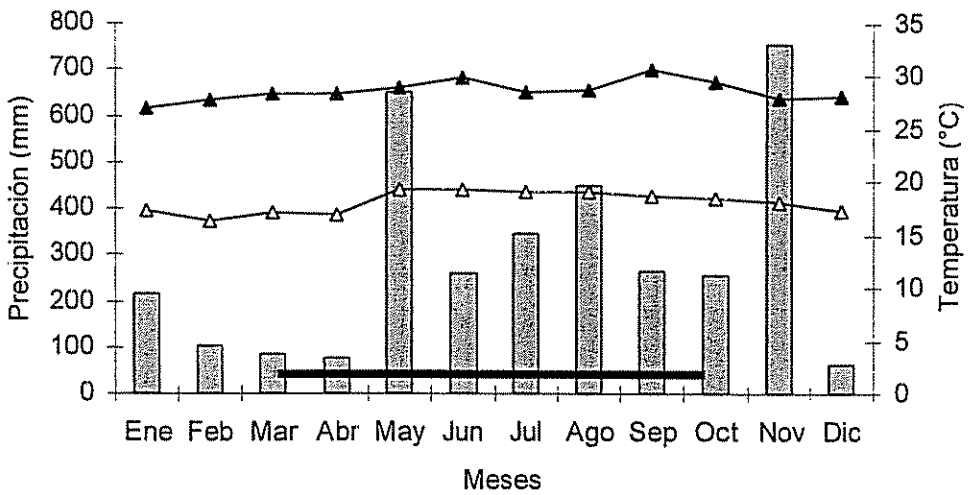

Figura 1. Precipitación mensual (barras) y temperatura máxima (▲) y mínima (Δ) en CATIE, Turrialba, Costa Rica durante 2002. La barra horizontal indica el período experimental.

ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

Las tasas de descomposición y liberación se calcularon de acuerdo al modelo lineal o logarítmico, el cual se ajustó mejor. En el primer modelo la tasa es la pendiente de la recta y en el segundo la tasa se desprende de la ecuación: $Y = a\ t^{-k}$., siendo ***y***, el porcentaje remanente del peso inicial del compost al tiempo ***t***, medido en días, ***a*** el intercepto y ***k*** la tasa. Las diferencias del peso remanente de los compost al igual que los contenidos de nutrimentos totales se evaluaron por medio de análisis de varianza. Para la separación de medias se empleó Duncan con probabilidades menores al 5%. En las pruebas de correlación se utilizó el coeficiente de Pearson. Todos los análisis estadísticos se hicieron con el paquete SAS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

PROCESO DE COMPOSTAJE Y COMPOSICIÓN QUIMICA DE LOS COMPOST

La fase termofílica ocurrió durante los primeros 18 días durante el compostaje de la broza y hasta los 23 días en el compost de residuos (Fig. 2.). Luego de esta fase la temperatura descendió por debajo de 40°C pero sin pérdida de humedad, conllevando a la descomposición anaerobia. Esto posiblemente se debió a la humedad relativa de la zona (87%). Para eliminar el exceso de humedad de la pila se dió una mayor aireación por medio de volteos diarios y se incrementó la temperatura a través de la aplicación de una fuente de azúcares, *miel de purga*, a razón de 2 l/pila. Debido a lo anterior, a los 36 días hubo nuevamente un aumento de la temperatura en ambas pilas, la cual se estabilizó en 40°C en la broza y 43°C en la gallinaza.

Los rendimientos del compostaje fueron para el compost de broza y el compost de residuos 9.1% y 41.5% en base húmeda respectivamente y 21.1% y 51.8% en base seca respectivamente. Estas diferencias probablemente son consecuencia de la mayor pérdida de materia seca del compost de broza en comparación con el compost de residuos (Fig. 3). Para el caso del compost de broza, los rendimientos hallados en este estudio se acercan a los encontrados por Blandón *et al.* (1999) (8.9% y 16.5% en base húmeda y seca respectivamente). Para el compost de residuos no se encontró referencias similares, debido a su composición particular, igual ocurrió con las concentraciones de nutrimentos.

El mayor contenido de humedad de la broza es común en este producto. Al respecto, Blandón *et al.* (1998) reportaron una disminución del 74.8% hasta 52.8% luego de dos meses de compostaje. El menor contenido de humedad del compost de residuos se explica por la cascarilla de café, un material de naturaleza celulósica (Murillo *et al.* 1975).

El pH en el compost de broza sólo aumentó en una unidad aproximadamente, lo cual se debió posiblemente al aumento de las concentraciones de las bases (cuadro 2 y anexo 2). Situación debida a la pérdida de materia seca durante el compostaje, principalmente con la liberación del CO_2. Blandón *et al.* (1999) también en un compost de broza, observaron un incremento del pH desde 4.4 hasta 8.3.

En el compost de residuos no hubo cambio de pH dado que las concentraciones de bases no cambiaron (cuadro 2 y anexo 2), como consecuencia de la menor pérdida de materia seca. En este compost, el contenido de calcio disminuyó posiblemente por la lixiviación de la cal que se encuentra en la gallinaza, proveniente de gallineros en donde es común la aplicación de este producto sobre las camas.

El compost y el lombricompost de broza tuvieron diferencias estadísticas significativas en las variables N total, nitratos, carbono, potasio y pH, esto se explica porque la broza fue recolectada con dos meses de diferencia, tiempo en el que el proceso de descomposición natural cambio las concentraciones llevando a estas diferencias. En el compost de broza, el contenido de N total se halla en el rango reportado en la literatura, 3.2 a 4.2%, (Moorthy *et al.* 1995, León-Arteta y Ortega 1997; Blandón *et al.*1998). La concentración de N total en el lombricompost de broza es menor a la reportada en la literatura, la cual varía entre 3.2 a 4.1%; (Carrillo *et al.* 1995, Orozco *et al.* 1996; Blandón *et al.*1999). El porcentaje de N total del compost de residuos fue bajo en comparación con otros compost a partir de gallinaza reportados en la literatura, aunque en este caso éste material sólo correspondió al 83% en peso seco del total de la mezcla (Hartz *et al.* 2000; Castellanos y Pratt 1981).

En el compost de broza, la relación C/N, y los contenidos de P, K y Mg estuvieron dentro de los valores reportados por la literatura, 7.5 a 13 de relación C/N, 0.3%-1.3% de P, 0.5%-5.3% de K y 0.2%-0.8% de Mg (Irissón *et al.* 1999, Moorthy *et al.* 1995, Blandón *et al.* 1998). De igual forma, en el lombricompost estas variables se hallaron dentro de las reportadas en la literatura, 8.7 a 12 de relación C/N, 0.2%-0.4% de P, 0.8% a 9.6% de K, y 0.2 a 0.8% de Mg (Irissón *et al.* 1999, Blandón *et al.* 1999).

La concentración de calcio en el compost y lombricompost de broza fue superior a las reportadas en la literatura, 0.9%-1.6% para el primero (Irissón *et al.* 1999, Moorthy *et al.* 1995, Blandón *et al.*1998): y entre 1.1%-1.7% para el lombricompost (Irissón *et al.* 1999, Blandón *et al.*1999).

En relación con el peso inicial, las pérdidas fueron superiores en el compost de broza, excepto para el calcio (Fig. 3). Los nutrimentos de mayor pérdida para el compost de broza fueron N (71%), K (69.7%), Mg (60.3%) mientras en el compost de residuos fueron Ca (57%), P (54%) y Mg (49%) (Fig. 4). Otra posible razón para estas altas pérdidas es la alta humedad del compost de broza, la cual superó ampliamente el 60% recomendado (Rink 1992). Este exceso de humedad probablemente conllevó a la denitrificación y posterior volatilización del N y a la lixiviación de nitratos. Las pérdidas de los demás elementos debieron darse posiblemente por lixiviación debido a que las formas disponibles de estos elementos no son volátiles.

Las pérdidas encontradas en este estudio fueron similares a las reportadas por Blandón *et al.* (1998) (60% N, 66% P, 69% K, 53% Ca y 60% Mg) durante dos meses de compostaje con dos volteos semanales. Contrario a estos resultados, Moorthy *et al.* (1995) hallaron pérdidas de N solamente del 27% y 0% de P a partir del contenido inicial luego de 4 meses de compostaje, el K se perdió en un 73% aproximadamente.

MADUREZ DEL COMPOST

Respecto a la madurez, la relación C/N de los tres compost se encontró dentro del rango de 8 a 15 mencionado por Mustin (1987) para el final del compostaje. Así mismo, la relación NH_4-N/NO_3-N fue menor a 0.5 considerado por Brinton *et al.* (2000) como valor mínimo para compost muy maduros. De acuerdo con los resultados obtenidos, todos los compost son maduros, sin embargo los indicadores empleados no alcanzan a determinar si hay diferencias más precisas entre la madurez de los compost, pues como se puede notar en la tasa de mineralización de C (Ver cap. 5. Fig. 2b), hay diferencias en el grado de descomposición.

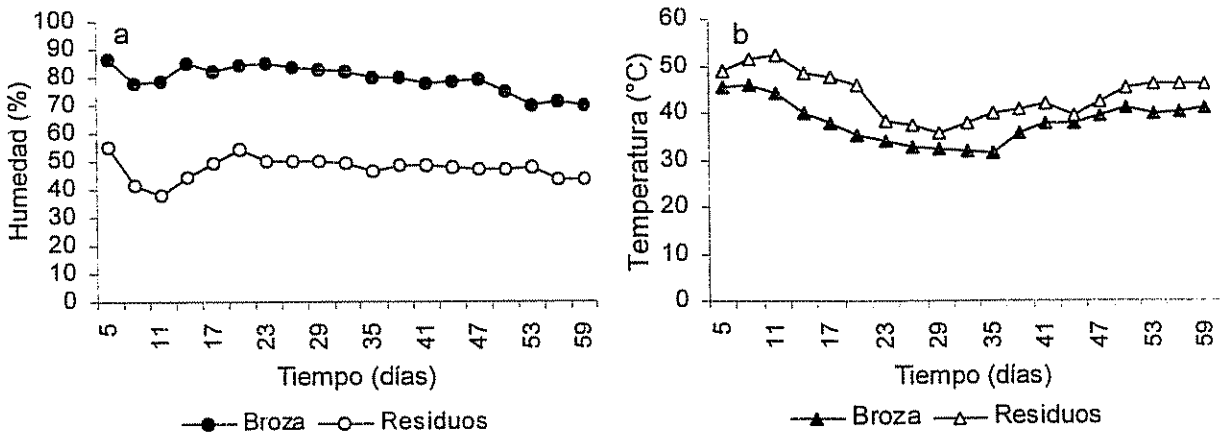

Figura 2. Evolución de la humedad (a) y la temperatura (b) del compost de broza y el compost de residuos durante 59 días de compostaje. Media, n = 2.

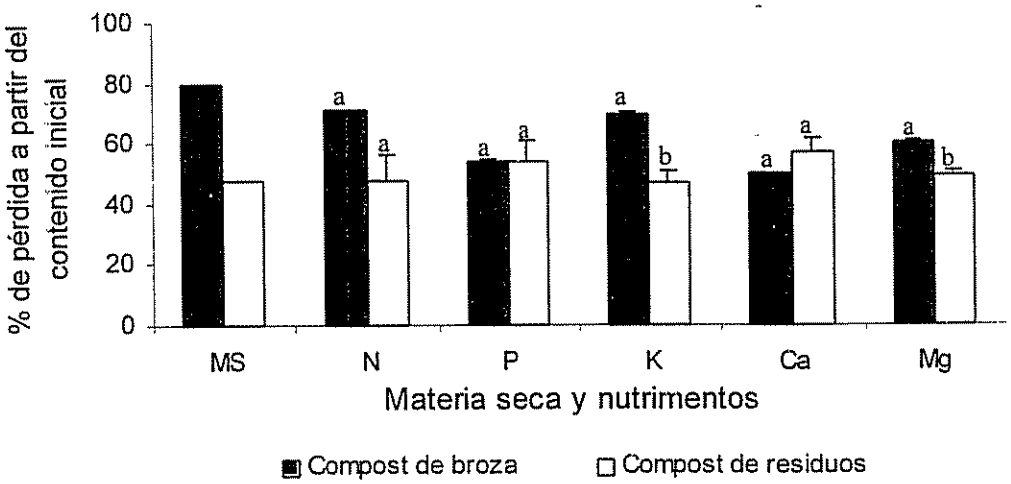

Figura 3 Perdida de materia seca y nutrimentos durante los 69 días de compostaje en los compost de broza y compost de residuos. Media por tratamiento y de. Medias seguidas de letras iguales no son estadísticamente diferentes. ($P < 0.05$, n = 2).

Cuadro 2. Composición química de compost de broza y compost de residuos a los 7 y 59 días de compostaje, y composición del lombricompost al final del compostaje (media y de). Para el día 59 las medias seguidas de letras iguales no son significativamente diferentes. Duncan 1%.

Característica	Compost broza		Compost residuos		Lombricompost
	7 días	59 días	7 días	59 días	60 días
Humedad (%)	86.5 +/- 0.0	70.3 +/- 2a	51.4 +/- 0.0	43.8 +/- 0.0c	57.0 +/- 0.0b
pH	8.0 +/- 0.9	9.0 +/- 0.0a	8.6 +/- 0.1	8.6 +/- 0.0b	6.4 +/- 0.0c
N total (%)	2.5 +/- 0.2	3.6 +/- 0.0a	1.0 +/- 0.1	1.0 +/- 0.2b	2.5 +/- 0.2c
Amonio (mg/kg)	313.0 +/- 141	32.5 +/- 7.8a	2743 +/- 137	4.0 +/- 3b	145 +/- 26b
Nitratos (mg/kg)	14.8 +/- 1	1146 +/- 67a	17.3 +/- 6	4.2 +/- 1.2b	3033 +/- 35c
C orgánico (%)	43.5 +/- 0.7	37 +/- 0.0a	21+/- 0.0	16.0 +/- 0.7b	27 +/- 0.0c
C/N	17.8 +/- 0.3	10.4 +/- 0.0a	20.5 +/- 0.0	15.0 +/- 0.7b	10.9 +/- 0.0b
P (%)	0.2 +/- 0.0	0.4 +/- 0.0a	1.1 +/- 0.0	1.0 +/- 0.2b	0.6 +/- 0.0b
K (%)	2.5 +/- 0.1	3.7 +/- 0.1a	1.5 +/- 0.0	1.5 +/- 0.1b	1.1 +/- 0.0c
Ca (%)	0.8 +/- 0.0	2.1 +/- 0.0a	5.2 +/- 0.5	4.3 +/- 0.5b	2.3 +/- 0.1b
Mg (%)	0.2 +/- 0.0	0.4 +/- 0.0a	0.4 +/- 0.0	0.4 +/- 0.0b	0.5 +/- 0.0b

PATRONES DE DESCOMPOSICIÓN DE LOS COMPOST EN CAMPO

Materia orgánica remanente

La pérdida de materia seca de los tres compost se ajustó a una función lineal (Fig. 4a). Al cabo de los 209 días de evaluación, el lombricompost y el compost de residuos fueron los materiales con menos pérdidas (6.9% y 13.3% del porcentaje inicial respectivamente) mientras el compost de broza perdió significativamente mas (35.9%) (Cuadro 3).

Se encontraron correlaciones positivas significativas con el contenido inicial de N (cuadro 5), este pudo ser uno de los factores que influyó sobre la menor descomposición del compost de residuos, debido a sus bajos contenidos de N y por lo tanto menor disponibilidad para los microorganismos descomponedores. La relación C/N no tuvo correlación significativa con la descomposición de materia seca, esto posiblemente fue consecuencia de los rangos estrechos en la relación C/N entre el compost de broza y el lombricompost.

La comparación con las tasas de liberación halladas en otras investigaciones es difícil debido a las diferencias en composición de estos materiales y a la influencia medioambiental, sin embargo era de esperar que los compost debido a que ya habían pasado por una etapa de descomposición presentaran tasas de descomposición menores que materiales frescos como hojarascas.

Por ejemplo, en esta misma zona, el estudio realizado por Arco-Verde (1998) mostró que la hojarasca de *Gliricidia sepium*, *Calliandra calothyrsus*, *Canavalia ensiformis* y *Mucuna pruriens* al cabo de 60 días, perdió entre el 30 y 50% de su materia seca inicial. El compost de broza a los 53 días es el que se acerca mas a estas tasas (Fig. 4a), lo que se explica por su menor grado de descomposición y a la vez corrobora la mayor madurez del lombricompost.

Los estudios sobre pérdidas de biomasa en compost son escasos, sólo algunos estudios como el de Balkcom *et al.* (2001) reportan pérdidas alrededor del 36% de la materia seca de un compost de lodos urbanos al cabo de un año en condiciones de campo, bajo 1270 mm de precipitación anual y 19°C de temperatura media. En comparación con el compost de broza, la pérdida de materia seca hallada por Balkcom *et al.* (2001) es menor ya que el compost de broza liberó 36% de su materia seca en tan solo 209 días. Es posible que esto se deba al menos parcialmente a las diferencias en condiciones meteorológicas. En comparación con el lombricompost y el compost de residuos, el compost de lodos urbanos perdió mucho más

MS, lo cual podría ser consecuencia de una menor madurez, pues aunque los autores no especifican su madurez, la amplia relación C/N de 23.1, indica que éste aun era inmaduro, según Mustin (1987) quién consideró que la relación C/N final del compostaje debe estar entre 8 a 15.

Una pérdida cercana a la del lombricompost fue hallada por He *et al.* (2000), quienes encontraron pérdidas anuales alrededor del 10.4% de la materia seca de un co-compost (mezcla de compost y residuos orgánicos) de residuos de palma, bajo 1485 mm de precipitación anual y 23 °C de temperatura media, este co-compost tuvo una relación C/N de 15.4.

Liberación de Carbono

Similar a la descomposición de la materia orgánica, la liberación del carbono fue lineal en los tres tratamientos (Fig. 4b). Al final de los 209 días de evaluación el compost de broza había liberado el 45.5%, el compost de residuos el 44.2% y el lombricompost el 41% del C orgánico inicial (cuadro 3).

Se encontraron correlaciones significativas entre las tasas de liberación de C para los períodos 0 a 98 y 0 a 153 días (cuadro 4) con la tasa de mineralización de C en condiciones de laboratorio (cuadro 5). Esta correlación indica que la liberación de C en campo también esta relacionada con el grado de madurez de los compost, utilizando la tasa de mineralización de C como indicador de madurez. Al cabo de los 209 días no se presentó correlación significativa debido posiblemente a que el C lábil de los 3 compost se había terminado. El contenido de N inicial total tuvo influencia sobre la pérdida de materia seca (cuadro 5).

Las pérdidas en el presente estudio fueron mayores a las reportadas por He *et al.*(2000) evaluando un co-compost de residuos de palma durante un año de evaluación, ellos encontraron pérdidas anuales alrededor del 19% del C inicial, posiblemente debido a la menor pluviosidad (1485 mm anuales) y a la mayor relación C/N (15.4).

Cuadro 3. Promedio de materia seca, carbono y nutrimentos liberados luego de 209 días de descomposición (% del inicial) Diferencias entre medias son estadísticamente significativas cuando los promedios están seguidos de letras diferentes ($P < 0.05$, $n = 4$).

	MS	C	N	P	K	Ca	Mg
				%			
Compost de broza	35.9 a	44.5 a	37.1 a	61.1 a	98.1 a	22.1 a	44.5 a
Lombricompost	6.9 b	41.4 a	24.0 b	37.8 b	79.0 c	30.1 a	41.4 a
Compost de residuos	13.3 b	44.0 a	24.3 b	15.4 b	90.7 b	0.0 b	44.0 a

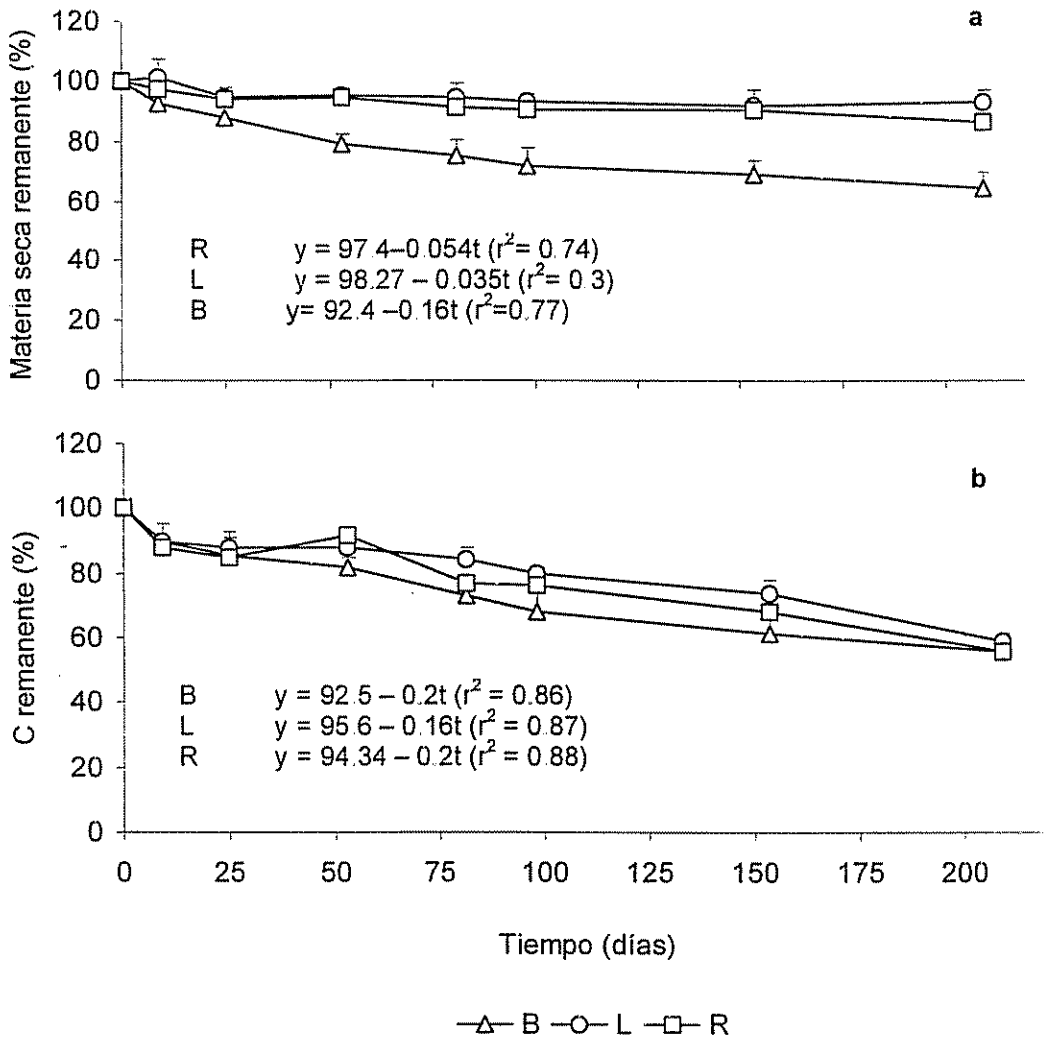

Figura 4. Liberación de materia seca(a) y Carbono (b) de compost de broza (B), lombricompost (L) y compost de residuos (R) durante 209 dias en condiciones de campo. (Medias y de).

Cuadro 4. Tasas[1] de liberación (% del contenido inicial de los compost/dia) de materia orgánica (MO), carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (mg) durante cuatro periodos en 209 dias de evaluación. Media n = 4.

Variable	Compost de broza				Lombricompost de broza				Compost de Residuos			
	Período				Período				Período			
	0-53	0-98	0-153	0-209	0-53	0-98	0-153	0-209	0-53	0-98	0-153	0-209
MS	0.39	0.29	0.20	0.17	0.09	0.07	0.05	0.03	0.10	0.09	0.06	0.06
C	0.35	0.33	0.25	0.21	0.23	0.21	0.17	0.20	0.16	0.24	0.21	0.21
N	0.31	0.17	0.18	0.18	0.15	0.12	0.10	0.12	0.00	0.10	0.08	0.12
P	0.44	0.51	0.35	0.29	0.14	0.26	0.22	0.18	0.42	0.05	0.004	0.07
K	1.04	0.89	0.63	0.47	1.05	0.76	0.53	0.38	1.12	0.82	0.55	0.43
Ca	0.23	0.14	0.12	0.11	0.32	0.13	0.13	0.14	0.00	0.00	0.01	0.02
Mg	0.00	0.14	0.17	0.20	0.15	0.18	0.20	0.17	0.00	0.00	0.06	0.12

1 Es la diferencia promedio entre los porcentajes de MS liberada entre los dias 0 y 53 dividida por 53 días. Igual para los periodos 0 a 98, 0 a 153 y 0 a 209 días.

Cuadro 5. Coeficientes de correlación de Pearson (r) para pares de variables experimentales[1].

	TC_{102}	TN_{42}	Ci	Ni	Pi	Ki	Cai	Mgi	C/N
MS_{53}	0.60*	0.64*	0.80*	0.77**	-0.71**	0.96**	ns	ns	ns
MS_{98}	0.64*	0.73**	0.75**	0.71**	-0.65*	0.95**	ns	ns	ns
MS_{153}	0.60*	0.80**	0.77**	0.74**	-0.68*	0.93**	ns	ns	ns
MS_{209}	0.75**	ns	0.70*	0.66*	ns	0.96**	ns	-0.61*	ns
C_{53}	ns	ns	0.88**	0.87**	-0.84**	0.79**	-0.74**	ns	-0.74**
C_{98}	0.68*	0.68*	ns	ns	ns	0.84**	ns	ns	ns
C_{153}	0.75**	0.73**	ns	ns	ns	0.81**	ns	ns	ns
C_{209}	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
N_{53}	ns	ns	0.97**	0.98**	-0.98**	0.62*	-0.96**	ns	-0.96**
N_{98}	ns	0.78**	0.81**	0.79**	-0.75**	0.81**	ns	ns	ns
N_{153}	ns	0.61*	0.58*	ns	ns	ns	-0.63*	ns	-0.63*
N_{209}	0.61*	ns	0.74**	0.71**	-0.64*	0.89**	ns	ns	ns
P_{53}	0.96**	ns	ns	ns	ns	0.67*	ns	-0.94**	ns
P_{98}	ns	0.68*	0.99**	0.98**	-0.97**	0.79**	-0.89**	ns	-0.90**
P_{153}	ns	0.64*	0.98**	0.99**	-0.99**	0.67*	-0.95**	ns	-0.95**
P_{209}	ns	0.61*	0.99**	0.99**	-0.97**	0.78**	-0.88**	ns	-0.89**
K_{53}	ns	ns	-0.83**	-0.84**	0.86**	ns	0.87**	ns	0.87**
K_{98}	0.86**	0.65*	ns	ns	ns	0.96**	ns	-0.73**	ns
K_{153}	0.76**	0.71**	0.69*	0.65*	ns	0.99**	ns	-0.61*	ns
K_{209}	0.96**	ns	ns	ns	ns	0.90**	ns	-0.88**	ns
Ca_{53}	ns	ns	0.71**	0.74**	-0.79**	ns	-0.87**	0.65*	-0.87**
Ca_{98}	ns	ns	0.79**	0.81**	-0.85**	ns	-0.89**	ns	-0.89**
Ca_{153}	ns	ns	0.67*	0.69*	-0.73**	ns	-0.79**	ns	-0.79**
Ca_{209}	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.60*	ns	-0.60*
Mg_{53}	-0.73**	ns	ns	0.60*	-0.68*	ns	-0.82**	0.85**	-0.82**
Mg_{98}	ns	ns	0.68*	0.71**	-0.77**	ns	-0.86**	0.70*	-0.86**
Mg_{153}	ns	ns	0.72**	0.75**	-0.80**	ns	-0.89**	0.69*	-0.89**
Mg_{209}	ns	ns	0.90**	0.90**	-0.90**	0.63*	-0.86**	ns	-0.86**

[1]TC_{102}, tasa de mineralización del C entre los 0 a 102 días; TN_{42}, tasa de mineralización de N entre los 0 a 42 días; CO, porcentaje de carbono orgánico inicial; Ni, nitrógeno total inicial (%); Pi, Fósforo total inicial (%); Ki, potasio inicial (%); Cai, calcio inicial (%); Mgi , magnesio inicial (%), C/N, relación C/N inicial; MS, tasa de liberación de materia seca; C, tasa de liberación del carbono; N, tasa de liberación del N; P, tasa de liberación del P; K, tasa de liberación del K; Ca, tasa de liberación del Ca; Mg, tasa de liberación del Mg. Los números al pie indican el período de tiempo en días durante el cual se evalúo la liberación.

PATRONES DE LIBERACIÓN DE NUTRIMENTOS

El compost de broza liberó mas del 50% de sus contenidos de P y K en los 209 días de evaluación. Los otros nutrimentos liberaron menos del 50% de su contenido inicial. El lombricompost, a excepción del K liberó menos del 60% del contenido inicial de todos los nutrimentos. El compost de residuos fue el tratamiento con la liberación mas lenta (cuadro 3).

Nitrógeno

Durante los primeros 98 días de evaluación, ningún tratamiento liberó cantidades sustanciales de nitrógeno (Fig. 5a). El compost de residuos tuvo el comportamiento más irregular, posiblemente debido a su composición heterógenea en comparación con los dos compost elaborados con sólo broza.

Hasta el día 209 de evaluación, el compost de broza había perdido el 37% de su nitrógeno inicial y el lombricompost de broza y el compost de residuos perdieron cada uno el 24% (cuadro 3). Entre los 0 a 53 y 0 a 153 días se hallaron correlaciones negativas significativas entre las tasas de liberación de N y la relación C/N, por lo cual se considera que existe una tendencia que entre menor sea la relación C/N hay mayor disponibilidad de $N\text{-}NO_3$ y $N\text{-}NH_4$ para ser liberados. También se hallaron correlaciones positivas significativas con el contenido inicial de C total.

En la misma localidad donde se realizó este estudio, Vilas (1990) encontró que la hojarasca de *Erythrina poeppigiana* liberó durante 60 días alrededor del 45% de su contenido inicial, casi tres veces el liberado por la broza. En otro estudio sobre hojarascas, Arco-Verde (1998) halló que la hojarasca de *Gliricidia sepium*, *Calliandra calothyrsus* durante 90 días en condiciones de invernadero pierden el 62% y 43% de sus contenidos iniciales. Lo anterior indica que en un cultivo con demandas inmediatas, se puede aprovechar la rapidez de la liberación de nitrógeno de hojarascas en mezcla con abonos de mayor madurez.

Fósforo

El lombricompost y compost de broza liberaron el fósforo en forma lineal, mientras que la liberación del compost de residuos no pudó ser descrita por ningún modelo (Fig. 5b). Al final de los 209 días de evaluación, el compost de broza había perdido el 61%, el lombricompost de broza el 38% y el compost de residuos el 15% de sus contenidos iniciales. La tasa de liberación del P tuvo correlación positiva con el contenido de N inicial pero negativa con el contenido de P inicial (cuadro 5). Lo anterior significa que su liberación dependió fuertemente

de la disponibilidad de nitrógeno para la actividad microbial. La correlación negativa con el P inicial se explica porque el compost de residuos tuvo los mayores contenidos de P provenientes de la gallinaza, pero su liberación fue la menor posiblemente causada al fijarse el P con las arcillas del suelo con que se mezcló.

Estas tasas de descomposición bajas se podrían balancear con la aplicación de materiales menos descompuestos pero ricos en P. Al respecto, en la misma localidad de este estudio, Arco-Verde (1998) evaluando las pérdidas de estiércol vacuno durante 60 días halló que se libera el 37% de los contenidos iniciales. El mismo autor evaluó el efecto en el crecimiento de plantas de maíz con la aplicación de diferentes residuos orgánicos, encontrando que la gallinaza y el bocashi, (este tuvo gallinaza como fuente principal de P), produjeron los mayores contenidos de P en las plantas.

Potasio

El K tuvo una liberación no lineal (Fig. 5c) para los tratamientos lombricompost y compost de residuos, y una liberación lineal en el compost de broza. Al cabo de los 209 días de evaluación, el compost de broza, el compost de residuos y el lombricompost habían perdido el 98%, 91% y 79% de los contenidos de potasio respectivamente, con diferencias estadísticas significativas (cuadro 3). Las altas pérdidas de potasio son comunes debido a su alta solubilidad. Las tasas de liberación del K tuvieron correlación positiva con el contenido inicial de K (cuadro 5). Las altas pérdidas de K del compost de broza se asemejan a las halladas por Vilas (1990) bajo las condiciones de esta misma localidad, donde la hojarasca de *E. poeppigiana* perdió cerca del 95% de sus contenidos iniciales al cabo de 60 días de evaluación.

Acerca de las altas pérdidas de potasio, Campos y Valverde (1998) evaluando un compost a partir de residuos de banano en mezcla con roca fosfórica, suelo, carbonato de calcio, aserrín, grama y estiércol bovino (1.6% de K), encontraron que al cabo de 84 días los contenidos en base seca de K se redujeron del 3% hasta el 0.5% peso seco. Estas pérdidas son superiores a las halladas con los tres compost de este estudio al cabo de 53 días (el compost de broza paso de 3.35% a 1.5%, el lombricompost de 1.2% a 0.5% y el compost de residuos de 2.5% a 1.0% en base seca). Las mayores pérdidas en el presente estudio pudieron ser consecuencia de múltiples factores, como pluviosidad, metodología de evaluación de liberación, entre otros.

Calcio

La liberación del calcio se ajustó a un modelo lineal en el compost y lombricompost de broza; el compost de residuos debido a sus altas fluctuaciones no pudo ser descrito por ningún modelo (Fig. 6a). Después de los 209 días, el compost de broza y el lombricompost habían perdido el 22% y 30% respectivamente de sus contenidos iniciales. El compost de residuos no tuvo pérdidas debido probablemente a una inmovilización del calcio. El compost de broza y el lombricompost no presentaron diferencias estadísticas debido probablemente a que el calcio hace parte de un mismo tipo de material vegetal.

El porcentaje liberado en el compost y lombricompost de broza se acerca al 20% encontrado por Balkcom *et al.* (2001), evaluando un compost de lodos municipales durante un año. En este caso este compost sólo contenía 0.8% de calcio. Respecto a las variaciones en los contenidos del compost de residuos, en las evaluaciones de liberación de nutrimentos en hojarasca, este nutrimento también presenta altas variaciones en su contenido (Maheswaran y Gunatilleke 1988, Lehmann *et al.* 1995).

Las pérdidas halladas en este estudio son inferiores al rango encontrado por Vilas (1990), en el que las pérdidas de la hojarasca de *E. poeppigiana* fueron del 35% bajo *Coffea arabica* luego de 60 días de evaluación. Las diferencias con los compost elaborados a partir de broza probablemente se deben a que el calcio presente en los compost hace parte de estructuras más difíciles de descomponer y por tanto con menor posibilidad de liberación.

El empleo de abonos orgánicos con bajas tasas de liberación como las encontradas en nuestro estudio, sugiere que en suelos con bajos contenidos de calcio, se deben emplear fuentes de rápida liberación como las minerales.

Magnesio

La liberación de magnesio se ajustó a un modelo lineal en el compost y lombricompost de broza (Fig. 6b). El compost de residuos presentó una tasa de liberación definida solamente a partir de los 98 días de evaluación (Fig. 6b). Al cabo de los 209 días de evaluación los compost y lombricompost de broza habían liberado el 42% y 35% de sus contenidos iniciales respectivamente, mientras el compost de residuos perdió el 25% (cuadro 3). La tasa de liberación (cuadro 4) correlacionó positivamente con el contenido inicial de Mg y N (cuadro 5), por lo tanto su liberación tuvo influencia de los contenidos iniciales disponibles para la liberación y con la disponibilidad de nitrógeno para la actividad microbial.

Comparando con la liberación en hojarasca de *E. poeppiggiana,* Vilas (1990), halló pérdidas diferentes según el sistema agroforestal en el que se hallará, bajo *Theobroma cacao* liberó alrededor del 68% y bajo *Coffea arabica* el 78% durante 60 días de evaluación. La mayor liberación en la hojarasca se debe posiblemente a que el tejido vegetal de éste es más fácil de descomponer y por tanto con mayores pérdidas de nutrimentos.

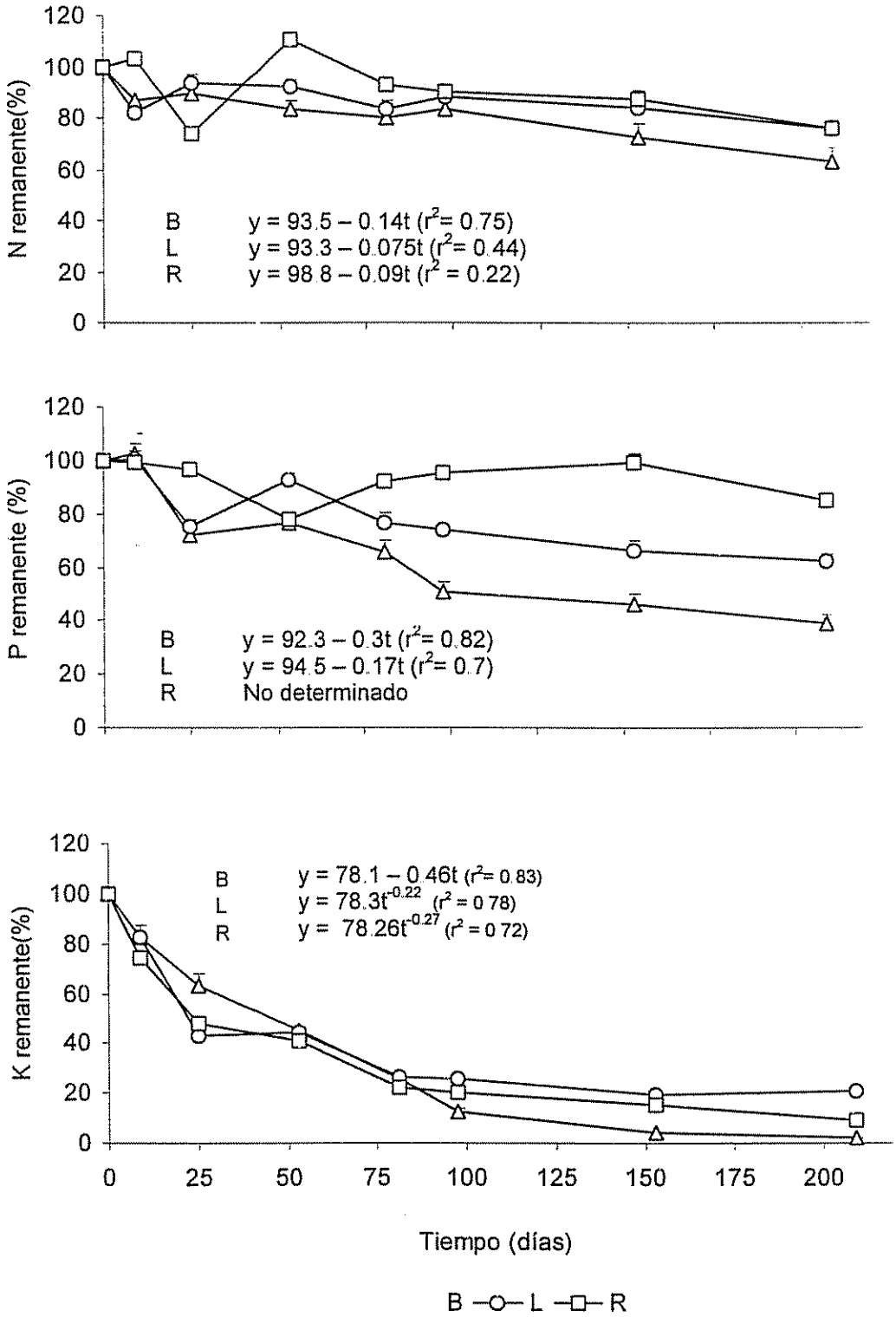

Figura 5. Liberación de N(a), P(b) y K(c) de compost de broza (B), lombricompost (L) y compost de residuos (R) durante 209 días en condiciones de campo. (Medias y de).

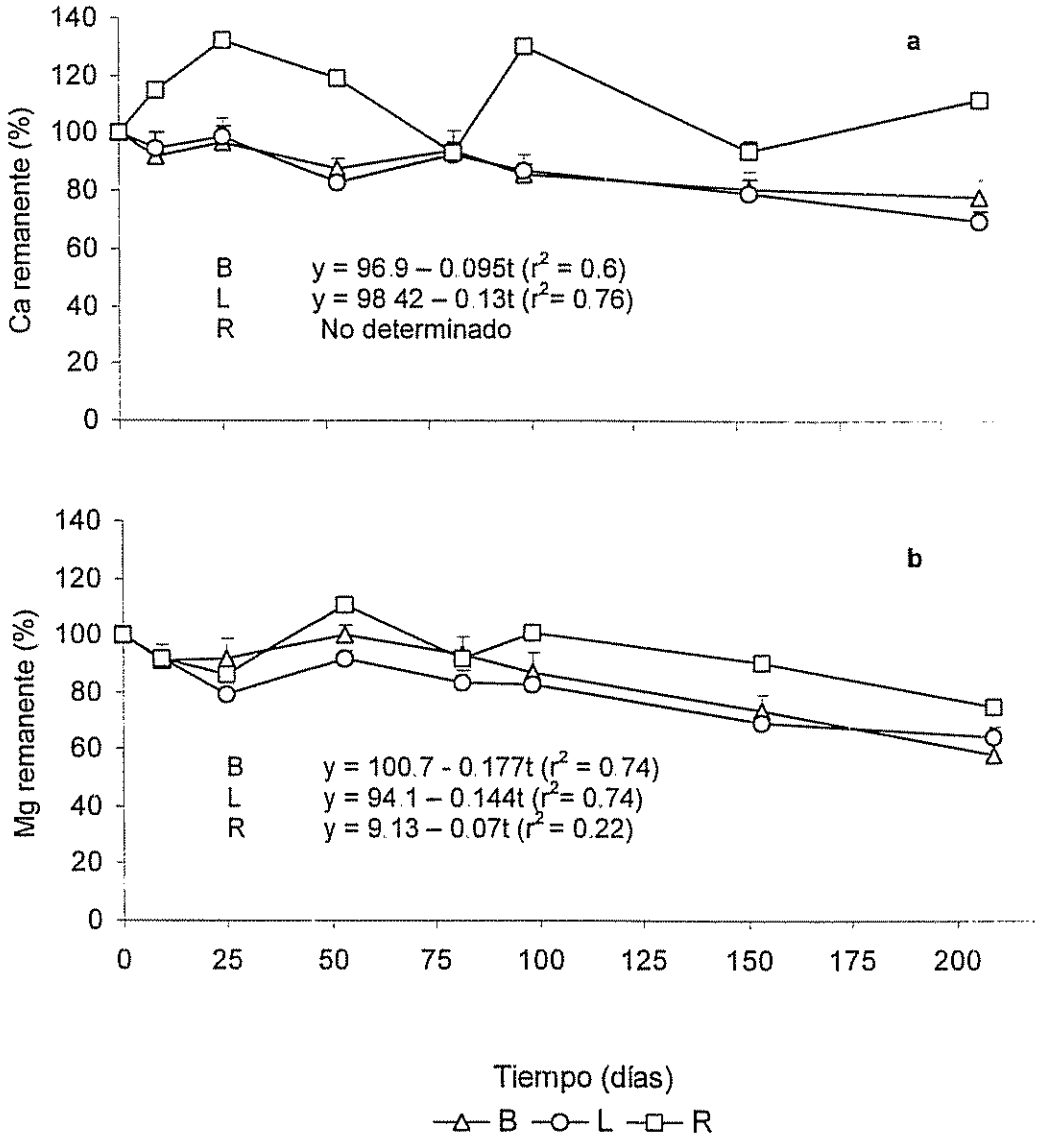

Figura 6. Liberación de Ca(a) y Mg(b) de compost de broza (B), lombricompost (L) y compost de residuos (R) durante 209 dias en condiciones de campo. (Medias y de).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Durante los dos meses de compostaje se presentaron pérdidas de N, P, K, Ca y Mg entre el 49 y el 71% de los contenidos iniciales. Para la mayoría de nutrimentos, estos porcentajes fueron superiores a los porcentajes liberados en el campo durante 7 meses.

Las tasas de descomposición durante los 209 días en el campo siguieron el orden: compost de broza > compost de residuos > lombricompost. El menor grado de descomposición del compost de broza explica su mayor pérdida, caso contrario al lombricompost. El menor contenido de N total del compost de residuos explica su menor descomposición.

Al cabo de los 209 días de evaluación, las tasas de liberación de C no fueron estadísticamente diferentes, pero si se presentó la tendencia de mayor pérdida en el compost de broza hasta el día 153.

Las tasas de liberación de N, relativo al contenido inicial en los compost, siguieron el orden: compost de broza (37%) > compost de residuos = lombricompost (24%). El contenido inicial de N correlacionó positivamente con las tasas de liberación de N.

Las tasas de liberación de C y N tuvieron correlaciones positivas significativas con las tasas de mineralización de C y N halladas en condiciones de laboratorio.

Las tasas de liberación de P siguieron el orden: compost de broza > compost de residuos = lombricompost. Se halló correlación negativa con el contenido inicial de P, esto se explica por una posible fijación del P por las arcillas del sustrato en el compost de residuos, el compost con el mayor contenido de P inicial.

Las tasas de liberación de K siguieron el orden: compost de broza > compost de residuos > lombricompost. El contenido inicial de K correlacionó positivamente con las tasas de liberación.

Las tasas de liberación de Ca siguieron el orden: lombricompost > compost de broza compost de residuos.

Las tasas de liberación de Mg siguieron el orden: compost de broza = lombricompost > compost de residuos.

Para disminuir la variabilidad en los análisis de compost con composición heterogénea, como el compost de residuos de este estudio, se recomienda usar mayor número de repeticiones y analizar cada muestra independientemente.

CAPITULO 5.

MINERALIZACION DE N Y C DE COMPOSTES DE RESIDUOS DEL BENEFICIO DEL CAFÉ Y BIOENSAYO CON MAÍZ

Claudia Yaniris Muñoz Astaiza[1], Reinhold Muschler[2],
Jean-Michel Harmand[3], Gabriela Soto Muñoz[2]
[1]Estudiante de Maestría en Agroforestería Tropical, CATIE, Turrialba, Costa Rica.
[2]Profesor/Investigador, CATIE, Turrialba, Costa Rica.
[3]Profesor/Investigador,CIRAD-Forêt/CATIE, Costa Rica

Palabras claves: compost, café, mineralización de C y N, madurez de compost, maíz, disponibilidad de nutrimentos.

Resumen

En condiciones de laboratorio se evalúo la tasa de mineralización de N y C de tres tipos de compost: compost de broza, lombricompost de broza y un compost de residuos elaborado con gallinaza, suelo, carbón vegetal, cascarilla y mucílago de café. Los compost se incubaron a 28°C durante 102 días, con y sin suelo; las relaciones compost/suelo en peso seco fueron 1.7%, 1.8% y 2.2% para compost de broza, lombricompost de broza y compost de residuos respectivamente. Las evaluaciones se realizaron a los 0, 7, 21, 42 y 102 días para C y hasta los 42 días para N. El compost de broza y el compost de residuos mineralizaron los mayores porcentajes de C inicial (20% y 19% respectivamente), lo que indicó su menor grado de descomposición. Los compost en mezcla con suelo mineralizaron más C y N que los compost sin suelo. En los compost con suelo, el N fue mineralizado (de 9 a 3.6 g de N por kilogramo de compost) en orden de: compost de broza > lombricompost >compost de residuos. El compost de broza tuvo la mayor tasa de mineralización de N (0.26%/día del contenido inicial total de N), seguida del compost de residuos (0.2%/día) y el lombricompost (0.2%/día). Se halló correlaciones positivas significativas entre el N mineralizado y el N inicial total (r = 0.9), y entre la tasa de mineralización del C entre los 0 a 102 días con la relación C/N (r = 0.6). La relación C/N tuvo una correlación negativa significativa con el N mineralizado (r =-0.8). Las plantas de maíz que crecieron con compost y lombricompost de broza tuvieron las mayores producciones de biomasa. Se halló una correlación positiva significativa entre la producción de biomasa de maíz y los contenidos iniciales de nitrógeno inorgánico y el nitrógeno mineralizado (mg/kg) del compost (r = 0.97 y 0.8 respectivamente).

INTRODUCCIÓN

El uso de residuos del beneficio del café, principalmente la broza, como fuente de nutrimentos para la caficultura se ha intensificado con al auge de los productos orgánicos y la necesidad de técnicas alternativas amigables con el ambiente. La broza corresponde al 40% del peso fresco de los frutos (Zuluaga 1989). Dicha cantidad de biomasa sumada a sus contenidos de nitrógeno (1.5 a 3%) (Orozco *et al.* 1996, Blandon *et al.* 1998, Korikanthimath y Hosmani 1999, Nogueira *et al.* 2000) la convierten en una fuente importante de nutrimentos.

El valor del compost como abono depende de la cantidad de nutrimentos y de su grado de descomposición ó madurez (Wu *et al.* 2000). La madurez es relevante para la mineralización, ya que un residuo poco descompuesto tiende a mineralizarse a corto plazo (Castellanos y Pratt 1981), mientras que un compost maduro tiende a mineralizarse a menor velocidad, convirtiéndose en una fuente a largo plazo (Robertson y Morgan 1995; Hartz *et al.* 2000). El conocer la velocidad con que se mineraliza la materia orgánica es un factor determinante para sincronizar las aplicaciones de abonos orgánicos con las demandas de las plantas (Myers *et al.* 1994). La mineralización rápida puede ser benéfica si coincide con una alta demanda del cultivo por nutrimentos. Sin embargo, los compost inmaduros también se caracterizan por volatización del nitrógeno (Hadas *et al.* 1983) y fitotoxicidad (Zucconi *et al.* 1981) entre otros efectos negativos.

La aplicación del compost en campo puede ser superficial o en mezcla con el suelo. Para cultivos perennes como café, la aplicación superficial es la más común debido al menor tiempo invertido en su aplicación. Sin embargo, no existen trabajos detallados que evalúen la eficacia de estos dos métodos con respecto a la tasa de mineralización.

Lo anterior motivó el presente estudio, el cual tuvo como objetivo evaluar la tasa de mineralización del nitrógeno y del carbono de tres compost bajo condiciones controladas. Dos tipos de compost provenían de broza de café con procesos de compostaje diferentes, uno por lombrices y el otro por volteo, y el tercer compost se preparó utilizando otros dos residuos del beneficio de café, cascarilla y aguas mieles, en mezcla con gallinaza y suelo. Los tres compost se evaluaron solos o en mezcla con suelo. La disponibilidad del nitrógeno se evalúo por medio de un bioensayo con maíz durante 30 días de cultivo, adaptando las metodologías de otros estudios sobre disponibilidad de nutrimentos de residuos orgánicos (Montagnini *et al.* 1993; Arco-Verde 1998).

MATERIALES Y METODOS

CONDICIONES AMBIENTALES Y PREPARACIÓN DE LOS COMPOST

(Ver Cap. 4, pag. 21)

MINERALIZACIÓN IN VITRO DE C y N.

Las tasas de mineralización de C y N de los compost fueron determinadas bajo incubación aerobia a 28°C. Los tratamientos fueron compost de broza solo (B0) y en mezcla con el suelo (B1), lombricompost solo (L0) y en mezcla con suelo (L1), compost de residuos solo (R0) y en mezcla con suelo (R1) y suelo solo (S) como control. Se utilizaron 4 repeticiones para todos los tratamientos. El tratamiento de suelo se empleó para determinar el CO_2 y el N mineralizado de los compost en mezcla con el suelo. El CO_2 y el N mineralizado por el compost corresponden al CO_2 y el N mineralizado por los compost en mezcla con suelo menos el CO_2 y el N mineralizado por el suelo solo. El diseño empleado fue bloques completos al azar con parcelas divididas, en donde la parcela grande fue el tratamiento y las pequeñas fueron las evaluaciones en el tiempo.

El suelo empleado fue un Typic Dystropept (Aguirre 1971), colectado el 24 de junio del 2002 por medio de una muestra compuesta de 10 submuestras de los primeros 10 cm del suelo de un cafetal manejado orgánicamente desde hace 4 años. Las submuestras se tomaron del área entre cafetos, evitando tener la influencia de fertilizantes. El suelo tuvo un pH de 4.7 en agua, 3.1% de Carbono orgánico y 0.31% de nitrógeno total. Los compost fueron secados al aire y molidos (< 2 mm) para homogenizar la mezcla. Aunque este procedimiento disminuyó la aplicabilidad de los resultados en campo, su realización garantizó homogeneidad en la mezcla de los compost con el suelo. El suelo fue tamizado (2 mm).

Para la determinación del CO_2, los materiales se ubicaron en dos tipos de recipientes. En vasos de 150 ml se colocaron 40 g de suelo solo (34% de humedad) ó 40 g de suelo mezclados con 0.83 g de compost peso fresco (compost de broza con 45% de humedad; lombricompost de broza con 42% de humedad y compost de residuos con 35% de humedad). Esta cantidad equivale a una aplicación en peso fresco de 5 ton/ha de compost aproximadamente[1]. Las relaciones compost/suelo en peso seco fueron 1.7% para compost de broza, 1.8% para lombricompost de broza y 2.2% para el compost de residuos.

[1] Esto equivale a una dosis de 1 kg/planta con una densidad de 5000 pl/ha. El peso del suelo de esta hectárea se calculó utilizando una densidad aparente de 1.2g/cc, 5 cm de profundidad como área de mayor contacto con el compost y un área efectiva de aplicación del 40%, este porcentaje se calculó a partir del supuesto que el compost se aplica alrededor del cafeto cubriendo 0.5 m de radio de la copa (ISIC, 1987).

En el segundo tipo de recipientes de 95 ml se colocaron 10 g de compost solos. Estos recipientes pequeños se usaron debido a la gran cantidad de CO_2 producido y para facilitar la evaluación usando reactivos con la misma concentración. En la determinación del N mineralizado se emplearon estos mismos recipientes pequeños con 20 g de suelo solo ó 24.2 g de suelo solo con 0.5 g de compost. Los recipientes se taparon con papel parafina para permitir el intercambio de gases. El contenido de humedad fue reajustado por peso semanalmente.

Para determinar la evolución del CO_2 a los 7, 21, 42 y 102 días las muestras se ubicaron en recipientes de 1 l durante 24 horas, con 20 ml de NaOH 0.056 M, el exceso de NaOH fue titulado con HCl 0.056 M usando 2 gotas de fenolftaleína como indicador, previa precipitación de los carbonatos con 3 ml de $BaCl_2$ 3 M (Schinner *et al.* 1995). En la determinación del N mineralizado a los 0, 7, 21 y 42, los nitratos y el amonio se determinaron por destilación previa extracción en KCl 2N, en una relación de 10 g de muestra por 100 ml de KCl (Black *et al.* 1965). Debido a que el CO_2 no fue evaluado continuamente durante el período experimental, la evolución del CO_2 acumulado fue estimada por interpolación utilizando las evaluaciones hechas a los 7, 21, 42 y 102 días

BIOENSAYO CON MAÍZ

Los tres compost se mezclaron con un inceptisol en una relación 1 a 7 peso fresco, imitando las aplicaciones comunes en cultivos de maíz de pequeños productores. Estos materiales se mezclaron en macetas de 4 l de capacidad (0.6 kg de compost con 4.3 kg de suelo peso fresco aproximadamente) y en cada una de ellas se sembraron 6 semillas, eliminando al azar 3 luego de la germinación. En peso seco las relaciones suelo/compost fueron 8.0/1 para compost de broza (40% de humedad), 8.3/1 para lombricompost (43% de humedad) y 6/1 para compost de residuos (20% de humedad) respectivamente. El N total adicionado por planta fue 4 g, 3.3 g y 1.74 g de nitrógeno total de compost de broza, lombricompost y compost de residuos respectivamente.

La muestra de suelo se tomó entre los 5 - 20 cm de profundidad para evitar que la alta fertilidad de los primeros 5 cm camuflara los efectos del compost. El suelo tuvo una humedad de 67% al momento de tomar la muestra, pH 4.7 en agua, 4% de carbono orgánico, 8.9 mg/l de P y 1.22, 0.67 y 0.17 cmol/l de Ca, Mg y K. De acuerdo con Bertsch (1998), el pH y los contenidos de P, Ca, Mg y K se encontraron dentro de una categoría baja de fertilidad. Se empleó un diseño completamente al azar con cinco repeticiones. Al finalizar un mes de cultivo se midió el peso seco de raíces y follaje.

ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

Se realizó análisis de varianza para diferencias entre medias con probabilidades menores al 5% con la prueba de Duncan. En las pruebas de correlación se utilizó el coeficiente de Pearson. Se empleó el paquete SAS para todos los análisis estadísticos (SAS 1989).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

COMPOSICION DE LOS COMPOST

Los tres compost presentaron diferencias estadísticas significativas en sus características químicas (Cuadro 1). El N total siguió el orden compost de broza > lombricompost > compost de residuos. Sin embargo, el lombricompost tuvo mayor contenido de N. La mayor edad de la broza de café empleada para el lombricompost, por tanto mayor grado de descomposición, pudo causar estas diferencias, lo que se corrobora con su mayor relación C/N. El compost de residuos presentó los contenidos más bajos en nitrógeno y carbono orgánico desde el inicio del compostaje.

La concentración de nitrógeno total hallada en el lombricompost fue menor a la reportada en la literatura, la cual varía entre 3.2 a 4.1% (Carrillo *et al.* 1995, Orozco *et al.* 1996; Blandón *et al.* 1999). Para el compost de broza, éstos valores se hallan cerca del límite inferior del rango reportado en la literatura, 3.2 a 4.2%, (Moorthy *et al.* 1995, León-Arteta y Tzitziua 1997, Blandón *et al.* 1998). El porcentaje de N del compost de residuos fue bajo (2.3%) en comparación con otros compost a partir de gallinaza reportados en la literatura (3.1-4.6% Hartz *et al.* 2000, Castellanos y Pratt 1981). Esto se debe probablemente a que la gallinaza utilizada tuvo bajos contenidos de N (anexo 1).

Cuadro 1. Características químicas de los compost (media +/- de). Junio de 2002.

Característica	Compost de broza	Lombricompost de broza	Compost de residuos
Humedad (%)	42 +/- 0.0 a*	42 +/- 0.0 a	35 +/- 0.0 b
pH (Agua)	7.9 +/- 0.1 b	7.0 +/- 0.0 c	8.4 +/- 0.0 a
Nitrógeno total (g/kg)	32.9 +/- 70 a	28.9 +/- 40 b	10.9 +/- 10 c
N inorgánico (% de Notal)	13.4 +/- 0.0 b	18.6 +/- 0.0 a	2.53 +/- 0.0 c
Amonio (mg/kg)	83 +/- 3.0 a	45 +/- 4.0 b	26 +/- 0.0 c
Nitratos (mg/kg)	4394 +/- 207 b	5322 +/- 45 a	250 +/- 4.0 c
N orgánico (% de N total)	2.9 +/- 0.0 a	2.4 +/- 0.0 b	1.0 +/- 0.0 c
Carbono orgánico (%)	30.8 +/- 0.4 a	25.5 +/- 0.8 b	13.3 +/- 0.5 c
C/N	9.3 +/- 0.3 b	8.7 +/- 0.2 c	12.2 +/- 0.5 a
NH_4-N/NO_3-N	0.02 +/- 0.0 b	0.01 +/- 0.0 b	0.10 +/- 0.0 a

Para cada característica, los valores seguidos de letras iguales no son significativamente diferentes. ($P < 0.05$, n = 3 para todas las variables excepto para nitrógeno mineral, n = 4).

MADUREZ DE LOS COMPOST

Respecto a la madurez, la relación C/N de los tres compost siguió el orden: lombricompost > compost de broza > compost de residuos. Estas relaciones se encuentran dentro del rango de 8 a 15 mencionado por Mustin (1987) para el final del compostaje. Así mismo, la relación NH_4-N/NO_3-N fue menor a 0.5 considerado por Brinton *et al.* (2000) como valor mínimo para compost muy maduros. De acuerdo con los resultados obtenidos, todos los compost son maduros, sin embargo los indicadores empleados no alcanzan a determinar si hay diferencias más precisas entre la madurez de los compost.

MINERALIZACIÓN DEL C

Durante los 102 días de incubación, las mezclas suelo con compost liberaron aproximadamente entre 1.3 a 1.8 g C-CO_2/kg de suelo mas compost, mientras el suelo solo liberó en promedio 0.9 g C-CO_2/kg de suelo (Fig. 1). Esto indica que la adición de 3 a 5 g de C orgánico por kilogramo de suelo (se calculó a partir de las relaciones compost/suelo seco y los contenidos de C orgánico de cada compost) produce hasta el doble de la mineralización del C orgánico del suelo solo. Este C-CO_2 liberado además de provenir del compost también puede provenir de un incremento en la mineralización del C del suelo como se ha reportado en algunos estudios (Vanlauwe *et al.* 1994). La mezcla con mayor mineralización de C fue el suelo con compost de broza, indicando mayor cantidad de carbono lábil en éste compost.

La diferencia entre el C-CO_2 liberado del suelo mezclado con compost y el C-CO_2 liberado del suelo mostró que, los compost en mezcla con suelo liberaron más que los compost sin suelo (Fig 2a). Lo anterior muestra el efecto de la biomasa microbial del suelo sobre la mineralización. El efecto del suelo sobre la descomposición de compost también fue reportado por Sikora y Yakovchenko (1996) quienes hallaron una estimulación de la descomposición de la materia orgánica de un compost de biosolidos cuando éste se mezcló con suelo. Este aspecto requiere más investigaciones detallas sobre las condiciones sobre las cuales se presenta esta estimulación y en cuales condiciones no.

En proporción del C orgánico inicial de los compost, el 4 al 20% fue liberado por los compost con y sin suelo durante 102 días de evaluación (Fig. 2b). Durante la incubación, las mayores tasas se presentaron antes de los 42 días debido posiblemente a la descomposición de los materiales lábiles durante este tiempo (cuadro 2). Al respecto, Hadas y Portnoy (1994) encontraron que el efecto de la adición de materiales orgánicos en la evolución del CO_2 disminuyó drásticamente en las primeras dos semanas de incubación, es posible que esta

rápida disminución se deba a los menores contenidos de C (8 a 18%) en comparación con el actual estudio. De acuerdo con Bernal *et al.* (1998) los compost con tasas de mineralización de C menores a 0.35%/día, como las halladas en las muestras de los compost (cuadro 2) pertenecen a compost maduros, por lo que se confirma la caracterización de la madurez hecha anteriormente.

Durante los 102 días de incubación, las tasas de liberación de CO_2 de los compost con y sin suelo siguieron el orden B > R > L (cuadro 2), esto muestra que el lombricompost tuvo menos carbono lábil que los otros dos compost, lo que se confirma con la correlación positiva entre la relación C/N y la tasa de mineralización del C al cabo del período de incubación (cuadro 3). Las tasas de mineralización de los tres compost se encuentran dentro del rango reportado por Hartz *et al.* (2000) para compost (0.21% a 0.08% del C inicial/día) de estiércoles y residuos de cultivos durante 24 semanas de incubación.

El contenido de C orgánico inicial no mostró correlaciones significativas con las tasas de mineralización de C, indicando que esta característica no aporta información sobre su calidad en términos de degradabilidad. Al respecto, Castellanos y Pratt (1982), evaluando cuatro compost a partir de estiércol vacuno y de gallinas durante 10 semanas, tampoco encontraron una correlación entre el contenido inicial de C orgánico y la tasa de mineralización de C. Por lo tanto se requiere de características que definan con precisión el contenido de los materiales rápidamente disponibles para la acción microbial e indiquen a la vez el grado de descomposición de los compost, pues como se puede notar en la tasa de mineralización de C (Fig. 2b) hay diferencias en el grado de descomposición a pesar de ser considerados maduros según los rangos consultados en la literatura. Este componente de la materia orgánica se conoce como fracción soluble ó activa, el cual consiste de carbohidratos sin polímeros y proteínas (Vanlauwe *et al.* 1994).

A pesar de que el C orgánico inicial no mostró relación con la tasa de mineralización de C, si tuvo correlación positiva significativa con la cantidad de C mineralizado por kg de compost al cabo de los 102 días (cuadro 3). Es decir que a mayor contenido de C orgánico se liberó más CO_2 pero no necesariamente hubo mayor proporción del C orgánico inicial descompuesto.

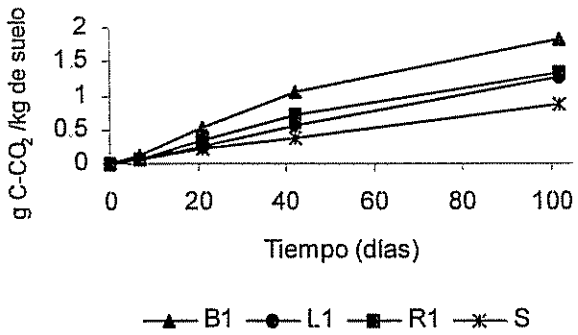

Figura 1. C como CO_2 liberado del suelo incubado solo ó con tres tipos de compost entre los 0 a 102 días. B1, Compost de broza con suelo; L1, lombricompost con suelo; R1, Compost de residuos con suelo; S, suelo solo. Media por tratamiento y de.(n = 4).

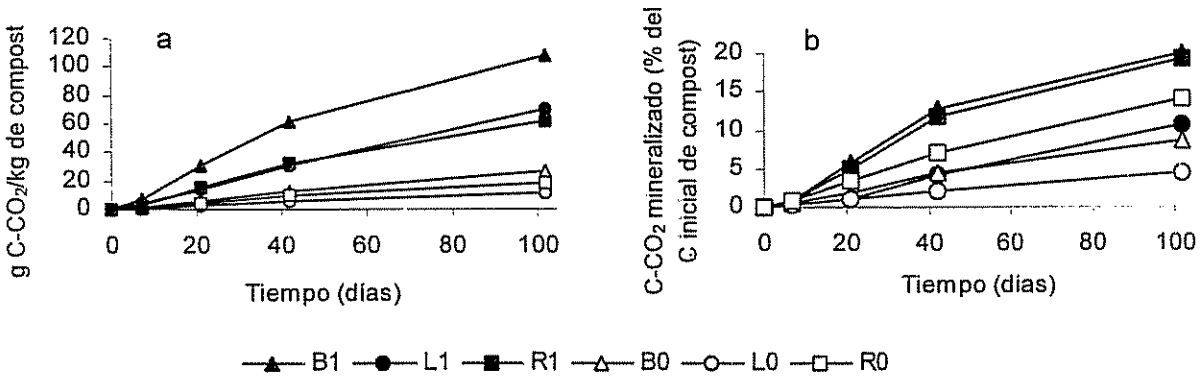

Figura 2. Carbono mineralizado acumulado (g C-CO_2/kg de compost (a) y en % del C total inicial de compost (b)) de tres compost incubados solos o con suelo (Typic Dystropept) durante 102 días. B1 y B0 (Compost de broza con y sin suelo) L1 y L0 (lombricompost con y sin suelo), R1 y R0 (Compost de residuos con y sin suelo) S (Suelo) Media por tratamiento y de. n = 4

Cuadro 2. Tasas promedio de mineralización de C de muestras de tres compost incubados con y sin suelo durante 102 días (% de carbono orgánico inicial del compost mineralizado por día). (n=4).

Tratamiento	Tasa de mineralización de C (% del total inicial/día)		
	de los 0 a 21 días	de los 0 a 42 días	de los 0 a 102 días
B1	0.28 a	0.30 a	0.2 a
L1	0.05 f	0.10 e	0.1 d
R1	0.24 b	0.28 b	0.2 b
B0	0.09 d	0.10 d	0.09 e
L0	0.05 e	0.05 f	0.04 f
R0	0.16 c	0.17 c	0.14 c

*Por cada tiempo, diferencias entre medias son estadísticamente significativas cuando los promedios están seguidos de letras diferentes. ($P < 0.05$, n = 4).

Cuadro 3. Coeficientes de correlación de Pearson (r) para pares de variables experimentales[1]

	TC_{21}	TC_{42}	TC_{102}	CM	CN	CO	NT	NI	TN_7	TN_{21}	TN_{42}	NM
TC_7	0.99**	0.99**	0.99**	0.58*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
TC_{21}	-	0.99**	0.99**	0.61*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
TC_{42}		-	0.99**	0.58*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
TC_{102}			-	ns	0.6*	ns	ns	-0.6*	ns	0.6*	ns	ns
CM				-	ns	0 75**	0.66*	ns	0.63*	ns	0.69*	0.79**
CN					-	-0.90**	-0.95**	-0.99**	ns	0.96**	ns	-0.77**
CO						-	0.99**	0.89**	ns	-0.84**	ns	0.92**
NT							-	0.94**	ns	-0.89**	ns	0.90**
NI								-	ns	-0.96**	ns	0.77**
TN_7									-	ns	ns	ns
TN_{21}										-	ns	-0.74**
TN_{42}											-	0.82**

[1]NT, Nitrógeno total inicial (%); NI, Nitrógeno inorgánico inicial (mg/kg); TN_7 tasa de mineralización de N entre los días 0 a 7 (% de NT/día); TN_{21} tasa de mineralización de N entre los días 0 a 21; TN_{42} tasa de mineralización de N entre los días 0 a 42; NM, nitrógeno mineralizado entre los días 0 a 42 (mg/kg de compost); TC_7 tasa de mineralización de C entre los días 0 a 7 (% de CO/día); TC_{21}, tasa de mineralización del C entre los días 0 a 21; TC_{42}, tasa de mineralización del C entre los días 0 a 42; TC_{102}, tasa de mineralización del C entre los días 0 a 102; CM, carbono mineralizado (en mg C-CO2/kg de compost); C/N, relación carbono/nitrógeno; CO, porcentaje de carbono orgánico inicial. **P < 0.01 *P < 0.05, ns =no significativa n= 24.

MINERALIZACIÓN DE N

Durante los primeros siete días de incubación B0 y L0 presentaron una fuerte disminución de $N\text{-}NO_3$ (Fig. 3) y un ligero incremento en los contenidos de $N\text{-}NH_4$ (Fig. 3). Luego de la primera semana hasta el día 42 se observa que hay mineralización pero sin superar los contenidos iniciales de N (Fig. 3 y 5). En el caso de R0, la pérdida de N ocurrió después de los primeros siete días (Fig. 3). Esas pérdidas de N durante el período de incubación pudieron ser resultado de una inmovilización y/o también de una denitrificación, especialmente en los casos de B0 y L0 que tenían altos contenidos de NO_3 inicial. Una situación similar a la ocurrida con estos compost incubados sin suelo fue reportada por Beloso *et al.* (1993), quienes encontraron que en los compost incubados sin suelo se presentó pérdida de nitrógeno atribuida posiblemente a inmovilización o denitrificación; luego de dos semanas de estudio también tuvieron un incremento en la mineralización, pero la mineralización neta fue nula. Así mismo, Hartz *et al* (2000) reportaron inmovilización entre 0 a 8 semanas en compost de residuos de cultivos y desechos urbanos con contenidos de N total entre 1.0 a 1.7 g/kg, rango en el que se encontraba el nitrógeno total inicial de R0.

Entre los 0 a 42 días de incubación, el nitrógeno mineralizado acumulado de los compost con suelo varió entre 20 a 61 mg/kg de suelo (Fig. 4). En términos de mg/kg de compost, B1 en los primeros 7 días mineraliza más de 1 g de N, a los 21 días el aporte de B1 y L1 es un poco menor a los 2 g, al cabo de los 42 días B1 mineralizó más de 3 g de N, seguido de L1

con 2.4 g y R1 con 0.9 g de N (Figura 5a). Hubo diferencias estadísticas significativas entre tratamientos (cuadro 4). La mayor cantidad de N mineralizado de B1 y L1 estuvo correlacionada positivamente con los más altos contenidos de N total inicial (cuadro 3). También estos compost tuvieron la más baja relación C/N, variable que correlacionó negativamente con el nitrógeno mineralizado (cuadro 3).

Al final del período de 0 a 42 días, y en los compost con suelo, la proporción del N inicial total mineralizado de los compost varió entre el 8% y el 11% posiblemente por su mayor grado de descomposición. Sin embargo, la relación C/N no tuvo correlación con las tasas de mineralización de N (cuadro 3), posiblemente debido a que B1 y L1 tienen relaciones C/N muy cercanas. También se puede deber a que durante los primeros 42 días de incubación los contenidos de N lábil no difirieron ampliamente entre tratamientos. Al respecto, Castellanos y Pratt (1981) hallaron que esta correlación sólo fue significativa a las 10 semanas de incubación evaluando residuos orgánicos con relaciones C/N entre 6.5 a 16, un rango mucho más amplio que el de los 3 compost del presente estudio (8.7 a 12.2).

Acerca del efecto de la madurez sobre la tasa de mineralización de N, Robertson y Morgan (1995) hallaron una disminución de esta tasa con la edad de los compost de 0.25%/día a 0.044%/día a las 16 semanas. Esta disminución con la edad del compost también la hallaron Bernal *et al.* (1998) con un descenso de 0.185%/día para la mezcla inicial hasta 0.083 en la fase de maduración.

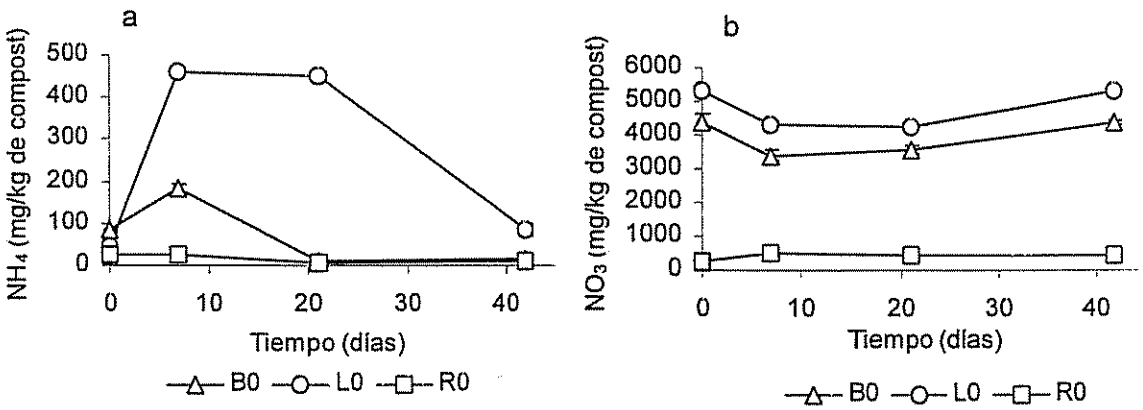

Figura 3. Evolución de N-NH_4 (a) y N-NO_3 (b) de tres compost sin mezcla con suelo durante 42 dias de incubación. B0, compost de broza, L0, lombricompost de broza y R0, compost de residuos.

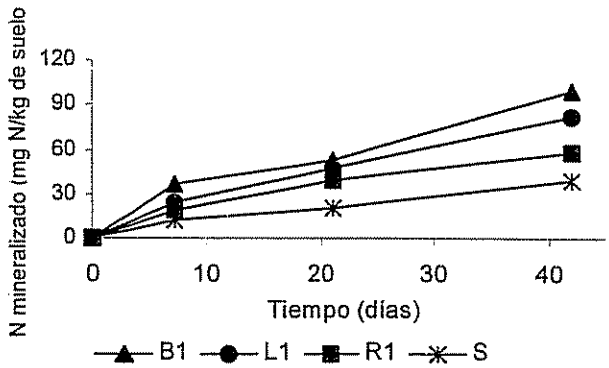

Figura 4. N mineralizado acumulado (mg N/kg de suelo) de un Typic Dystropept incubado solo (S) o con tres compost durante 42 días. B1 (Compost de broza con suelo) L1 (lombricompost con suelo), R1 (Compost de residuos con suelo) (n = 4).

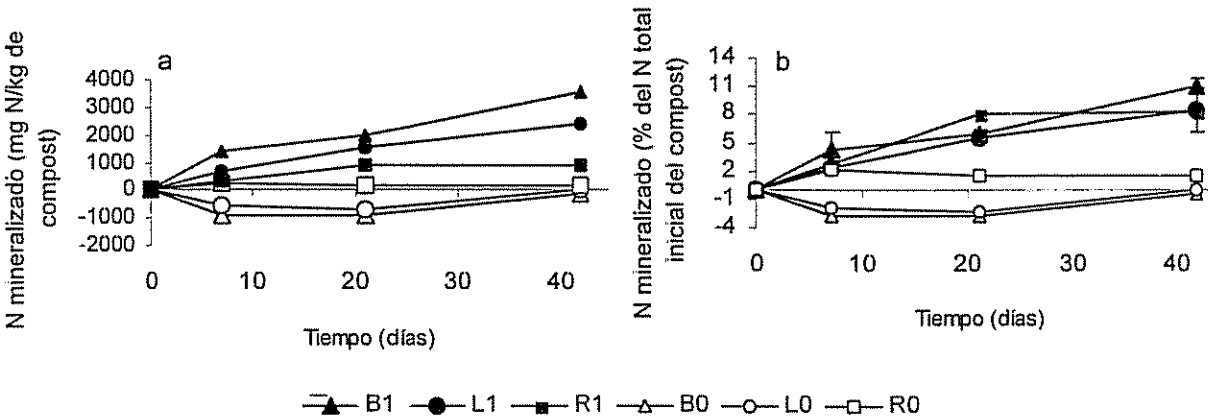

Figura 5 Nitrógeno mineralizado acumulado (mg N /mg de compost (a) y en % del N total inicial de compost (b)) de tres compost incubados solos o con suelo (Typic Dystropept) durante 42 días B1 y B0 (Compost de broza con y sin suelo) L1 y L0 (lombricompost con y sin suelo), R1 y R0 (Compost de residuos con y sin suelo) (n = 4).

Cuadro 4. N mineralizado promedio por tratamiento (mg/kg de compost al cabo de 42 días).Tasas promedio de mineralización de N de tres compost incubados con suelo durante 42 días (% de nitrógeno inicial del compost mineralizado por día). n=4.

Tratamiento	N mineralizado (mg/kg de compost) de los 0 a 42 días		Tasa de mineralización de N (% del total inicial/día)		
			de los 0 a 7 días	de los 0 a 21 días	de los 0 a 42 días
B1	3598	a	0.62 a	0.28 b	0.26 a
L1	2413	b	0.33 b	0.26 c	0.2 b
R1	894	c	0.39 b	0.39 a	0.2 b

*Por cada variable, diferencias entre medias son estadisticamente significativas cuando los promedios están seguidos de letras diferentes. ($P < 0.05$, n = 4).

Las tasas de mineralización de los tres compost con suelo fueron superiores a los rangos reportados por Hartz *et al.* (2000) para compost de residuos de cultivos y estiércoles de gallinas y ganado vacuno, las cuales variaban entre 0.04 a 0.13%/día en las primeras 8 semanas de incubación. Sin embargo, Sato y Nakamura (2000) reportaron una tasa de mineralización de 0.21%/día en un compost de broza de café y estiércol vacuno (3.1% de N total, 34% de C, 11.3 de C/N) durante 4 meses. También Castellanos y Pratt (1981) han reportado tasas de mineralización de N superiores para un compost de estiércol de gallinas, el cual alcanzó 0.6%/día en 6 semanas; en este caso la relación C/N de 6.5 explica este comportamiento.

Aunque una rápida oferta de nitrógeno mineral puede ser importante con cultivos de ciclo corto, se deben considerar los efectos tóxicos por la producción de amoniaco y las pérdidas por lixiviación durante el proceso de descomposición. Al respecto, Robertson y Morgan (1995) determinaron que la variabilidad en la cantidad de nitrógeno lavado, especialmente durante los primeros 26 días luego de la aplicación, estaba explicado en un 90% por la edad del compost. La aplicación de un compost inmaduro también puede provocar la inmovilización del nitrógeno debido a las altas relaciones C/N (Bernal *et al.* 1998). En compost maduros, la mineralización más lenta disminuye las pérdidas por lixiviación e incrementa la fertilidad del suelo.

En los compost con suelo las tasas de mineralización expresadas en mg de N/kg suelo/día fluctuaron entre 0.5 a 1.5, valores menores al rango de las tasas de mineralización (1.8 a 2.4 mg/kg de suelo) de suelo incubado con follaje de especies como *Mucuna pruriens* var IITA-Benin y var Tlaltizapan y *Tithonia diversifolia* durante las primeras dos semanas (Cobo *et al.* 2002). Estas diferencias aunque pueden ser efecto del método, evaluadas con las mismas condiciones podrían ser una herramienta para sincronizar demandas de cultivos cortos.

La tasa de mineralización del suelo solo (0.9 mg/kg suelo/día) fue superior a la reportada por Babbar y Zak (1994) en plantaciones de café sombreadas en el Valle Central de Costa Rica (0.5 mg N/kg suelo/día) y supera un poco el rango (0.3-0.8 mg/kg de suelo/día entre noviembre de 1989 a junio de 1990) hallado por Vilas (1990) en cafetales bajo la sombra de *Erythrina poepiggiana*, especie bajo la cual también se encontraba el suelo de este estudio.

BIOENSAYO CON MAÍZ

En el ensayo de invernadero las mayores producciones de biomasa total correspondieron a los tratamientos con lombricompost y compost de broza (Fig. 6) Sin embargo, la biomasa de raíces de maíz fue significativamente mas alta en lombricompost que en compost de broza. Se presentaron síntomas visuales de deficiencia de nitrógeno y fósforo en el tratamiento con compost de residuos y en el control absoluto.

El efecto positivo de los mayores contenidos de nitrógeno inorgánico total inicial sobre la producción de biomasa en 30 días fue marcado (Fig. 7 y cuadro 5). La producción de biomasa correlacionó positivamente con el nitrógeno total inicial, el nitrógeno inorgánico inicial y el nitrógeno mineralizado durante el período 7 a 42 días pero negativamente con la relación C/N (cuadro 5). La mayor relación C/N del compost de residuos probablemente causó la menor respuesta en biomasa del maíz debido a los bajos contenidos de nitrógeno inicial en este material.

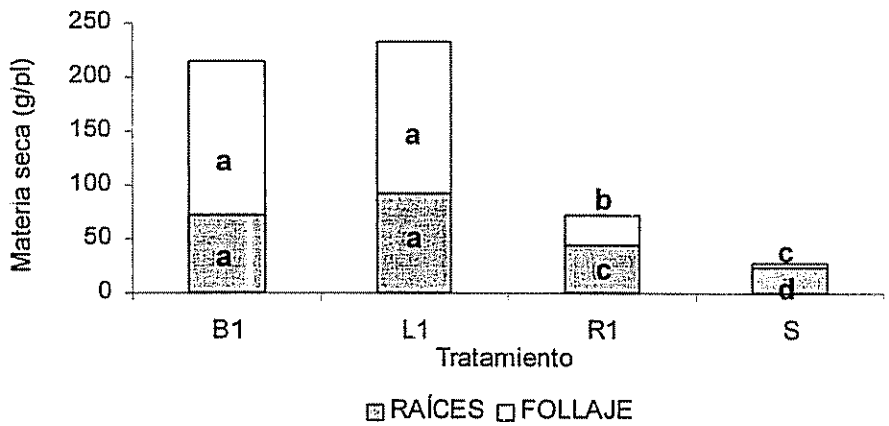

Figura 6. Promedio de biomasa (materia seca aérea y de raíces de maíz) a los 30 días luego de la germinación en suelo mezclado con B1 (compost de broza) L1 (lombricompost de broza) y R1, (compost de residuos) Diferencias entre medias son estadísticamente significativas cuando los promedios están seguidos de letras diferentes. ($P < 0.05$, $n = 5$).

Cuadro 5 Coeficientes de correlación de Pearson (r) para pares de variables experimentales, B, producción de biomasa (materia seca de maíz); NT, Porcentaje de nitrógeno total inicial (%); NI, Nitrógeno inorgánico inicial (mg/kg); NM, nitrógeno mineralizado entre los días 0 a 42 (mg/kg de compost) para compost en mezcla con suelo; C/N, relación carbono/nitrógeno. CO, Carbono orgánico (%) **$P < 0.01$ *$P < 0.05$, ns =no significativa $n = 12$.

	NT	NI	NM	C/N	CO
B	0.97**	0.98**	0.8**	-0.98**	0.75**

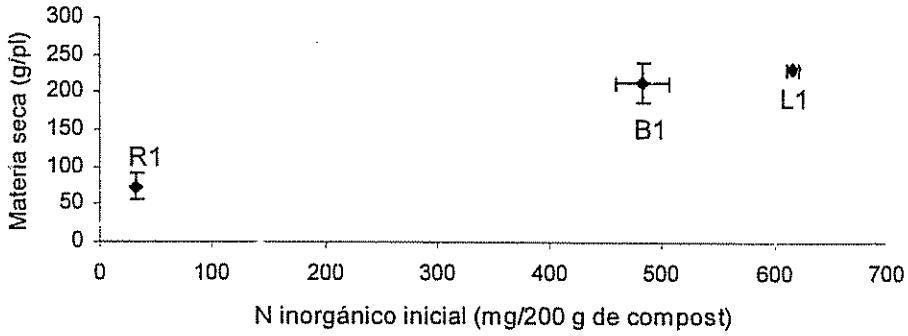

Figura 7. Relación entre biomasa total de maíz (materia seca) a los 30 días de cultivo y el N inorgánico inicial bajo tres tipos de compost. Media por tratamiento y de. (n = 5).

El aporte de nitrógeno inorgánico inicial del lombricompost (43% de humedad) y compost de broza (40% de humedad) fueron aproximadamente 0.6 g N/200 g de cada abono respectivamente. Estas cantidades sumadas al nitrógeno que aporta la mineralización (0.6 g y 0.9 g para lombricompost y compost de broza respectivamente), asumiendo un ciclo de cultivo de 90 días y utilizando como tasas las halladas en la incubación aeróbia durante el período 0-42 días, se obtiene un total de 1.2 g de N por el lombricompost y 1.5 g por el compost de broza. Si se considera que una planta de maíz exporta 1 g de nitrógeno en una cosecha de 3.43 ton/ha con una densidad de 40000 pl/ha (Jaramillo, 1977), la dosis de 200 g por planta de lombricompost y compost de broza podrían proveer el 100% de las necesidades de un cultivo intensivo de maíz asumiendo una eficiencia de absorción de N del 100%.

En cultivos perennes como café y utilizando los resultados obtenidos en este estudio, el nitrógeno inorgánico inicial aportado por lombricompost (42% de humedad) y compost de broza (45% de humedad) con una dosis de 2 kg por planta, sería de 6.2 y 4.9 g de nitrógeno respectivamente. El nitrógeno mineralizado durante seis meses, asumiendo las tasas de mineralización de L1 y B1 halladas en este estudio y conservándolas hasta un período de 42 días, es decir 8.4% y 17.2% del N total inicial de L1 y B1[2], se tendría un aporte de 3.2g y 5.5g de L1 y B1 durante los primeros 42 días; para los siguientes 138 días[3] el aporte sería de 7g de L1 y B1, para un total de 10.2 y 12.5g durante 6 meses aportados únicamente por la

[2] Cifra que se acerca al 25% de N mineralizado a partir del N inicial total de compost de residuos de café y estiércol animal durante 4 meses hallado por Sato y Nakumura (2000).
[3] Se asumió que luego de los primeros 42 días, las tasas de mineralización de N de B1 disminuían un 39% y la de L1 un 35%, según la disminución de las tasas de liberación de N halladas en condiciones de campo (ver cap. 4)

mineralización. El aporte total de N, que incluye el N inorgánico inicial y la mineralización durante 6 meses sería de 16.4 y 17.4 g de N de L1 y B1.

Si se toma como ejemplo una planta de café con una exportación de nitrógeno entre 20 y 26 g de N por planta/año, producto de una cosecha entre 3331 y 4241 g de café cereza por planta (estas cantidades provienen de plantaciones con densidades entre 1345pl/ha y 1500pl/ha, Cannell y Kimeu 1971; Mehlich 1965) y considerando que de ésta cantidad de nitrógeno el 70% corresponde al café pergamino seco (cuadro 6), la exportación de N sería de 14 a 18 g de N/pl/año. Tomando en cuenta estas exportaciones, los compost suplirían hasta el 100% cuando se exportan 14 g N/pl/año y entre el 97 y 100% cuando se exportan 18 g N/pl/año.

Cuadro 6. Contenido y distribución porcentual teórica del N en cada uno de los componentes de café cereza. Análisis hecho a partir de 100 g de café cereza y según revisión de literatura.

Componente	Peso fresco (g)[1]	MS (%)	Peso seco (g)	N (%)	N (g)	N (% del total exportado)
Broza	39	20 [2]	7.8	2.3 [2]	0.18	30
Mucílago	22	16 [3]	3.5	1.4 [3]	0.003	0.5
Café pergamino seco	22	88 [4]	19.4	2.2 [5]	0.43	70
Agua (secado)	17	0	0	0	0	0
Total	100	-	30.7	-	0.61	100

1 A partir de Zuluaga, 1989.
2 Promedio de los valores reportados por Orozco *et al.* 1996, Blandon *et al.* 1998, Korikanthimath y Hosmani 1999 y Nogueira *et al.* 2000.
3 Anexo 1.
4 Wrigley, 1988.
5 Muschler, 1998.

En los aportes de los compost se deben tener en cuenta las pérdidas por lixiviación, especialmente en condiciones de alta pluviosidad y en suelos arenosos. Acerca de éstas pérdidas, He *et al.* (2000) encontraron que entre el 60 a 80% del nitrógeno inorgánico de tres abonos orgánicos, incluido un co-compost fue lavado durante la segunda mitad del año posterior a la aplicación. El experimento se llevó a cabo en un suelo arenoso y bajo 1458 mm de precipitación anual.

Considerando estos aspectos, las tasas de mineralización halladas en condiciones de laboratorio ofrecen un valor del nitrógeno potencialmente disponible para las plantas pero se desconocen las pérdidas reales por lixiviación, incluso de nitrógeno orgánico. Por ende la determinación de la disponibilidad de nitrógeno de los compost y la eficiencia de la absorción por cafetos requiere de evaluaciones en campo.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En los compost con suelo, el C fue mineralizado (de 0.1 a 0.2 % del C inicial por día) en orden de: compost de broza >compost de residuos > lombricompost.

En los compost con suelo, el N fue mineralizado (de 9 a 3.6 g de N por kilogramo de compost) en orden de: compost de broza > lombricompost >compost de residuos.

En los compost con suelo, el N fue mineralizado (de 0.2 a 0.26 % del N inicial total por día) en orden de: compost de: compost de broza > compost de residuos > lombricompost.

En los compost sin suelo se presentaron pérdidas de nitrógeno que alteraron posiblemente las tasas de mineralización de C y N.

Las plantas de maíz que crecieron con lombricompost y compost de broza tuvieron la mayor biomasa, aunque en el compost de broza las plantas presentaron menor contenido de materia seca de raíces debido posiblemente a la producción de amonio, por el menor grado de descomposición de este compost. La materia seca tuvo correlación con el contenido inicial de nitrógeno orgánico y el nitrógeno mineralizado durante 42 días.

En un cafetal con una producción entre 1 a 1.4 ton/ha de café pergamino seco, la aplicación de 3 ton/ha de compost de broza ó lombricompost con características similares a las de éste estudio podrían suplir hasta el 100% de las exportaciones de N.

Aunque en este estudio las tasas de mineralización fueron superiores a los rangos reportados para algunos compost, para los sistemas orgánicos en el período de transición, sería adecuado recurrir al uso de fuentes de rápida liberación para evitar que el cultivo sufra por deficiencias nutricionales.

CAPITULO 6. DISCUSIÓN GENERAL

En el caso del cultivo del café, los residuos del beneficio, especialmente la broza y el mucílago sólo contribuyen con el 31% aproximadamente del nitrógeno total exportado en una cosecha (ver cap. 5, pag. 54) siendo necesario aprovechar este porcentaje al máximo. Para ello indispensable conocer los puntos críticos en la pérdida de nutrimentos de la broza, desde el beneficio hasta que es aplicada al campo, además de la búsqueda de alternativas para disminuir dichas pérdidas. Al respecto, Vásquez (1999) menciona que la broza pierde el 36% de su materia seca en su traslado fuera del beneficio, aunque el autor no menciona pérdidas de nutrimentos, éstos pueden ocurrir por lixiviación y volatilización. Estas pérdidas sumadas a las del compostaje disminuyen la eficiencia en el uso de la broza como abono. Respecto a las pérdidas en el compostaje, las pérdidas halladas en este estudio (49 a 71% del contenido inicial) aunque se asemejan a las reportadas en otros estudios también con broza, requieren de nuevas investigaciones que puntualicen en este aspecto.

Una posible causa para las altas pérdidas en el compostaje de la broza, es su baja relación C/N (cerca de 17 en este estudio) por lo tanto si se incrementa hasta una relación de 30, valor recomendado para el compostaje (Dalzell *et al.* 1991) podrían disminuirse dichas pérdidas. Para incrementar esta relación se podrían emplear residuos de las fincas con alto contenido de C como la cascarilla de café (Barcelos *et al.* 1997).También es necesario procurar realizar el compostaje bajo techo ya que las lluvias incrementarían las pérdidas notablemente.

El valor de los compost como abonos se circunscribe a dos aspectos principalmente, primero la cantidad de nutrimentos que contiene al momento de la aplicación y segundo, la tasa de mineralización que provee más nutrimentos disponibles en el tiempo. Según los resultados obtenidos en este estudio, el compost y lombricompost de broza de café son buenos materiales como proveedores de nitrógeno, su concentración (2.5 a 4%) se acerca a las reportadas para el follaje de especies fijadoras como *Leucaena leucocephala* (3.5%, Tian *et al.* 1991) y *Erythrina poeppigiana* (3.4-5%, Russo y Budowski 1983), además sus contenidos de P (0.4-0.6%) se encuentran entre el rango reportado para estiércoles (ver capitulo 2, pag. 7) y el de algunos follajes como *Tephrosia vogelii* (0.1 a 0.3%, Aguiar 2001) caracterizada por extraer fósforo. El bajo aporte en nitrógeno del compost de residuos podría mejorarse añadiendo más gallinaza ó se podría complementar con broza.

En cuanto al K, Ca y Mg, los contenidos del compost de broza son mayores a los reportados en la literatura para otros residuos (ver capitulo 2, pag. 7) el lombricompost presentó bajos contenidos de K debido a la mayor edad de la broza que se empleo para su elaboración. El mayor aporte de calcio del compost de residuos se explica por el origen de la gallinaza, en el que la aplicación de cal ($CaCO_3$) es común.

El valor del nitrógeno inorgánico inicial del compost y lombricompost de broza se observó en los mayores contenidos de materia seca de las plantas de maíz cultivadas con estos abonos. El aporte de N inorgánico de lombricompost y compost de broza fue de 4.4 a 5.4 g de N/kg de compost aproximadamente.

Chabalier (1986) reportó respuestas positivas del cultivo de maíz abonado con compost en un suelo pobre como el empleado en este estudio. Sin embargo en suelos fértiles no hay consistencia en los resultados reportados, algunos no encuentran respuesta (Thonnissen *et al.* 2000) mientras otros si la hallan (Chabalier 1986). Por lo anterior, es necesario evaluar no sólo el efecto en los rendimientos con la aplicación de residuos orgánicos, sino también considerar otros efectos como la estabilización del pH, aumento de la tasa de infiltración, de la CIC y de la actividad microbial, y la supresión de enfermedades, entre otros beneficios reportados (Drinkwater *et al.* 1995; Stamatiadis *et al.* 1999).

Respecto a la mineralización del N, en 42 días el lombricompost y el compost de broza mineralizaron entre el 8 al 11% del N total inicial respectivamente. Estas tasas son menores a las reportadas para residuos frescos (Castellanos y Pratt 1982). Si se considera que en el tiempo estas tasas tienden a disminuir así como disminuyeron las tasas de liberación de N durante 209 días (ver Cap. 5, Fig. 5a), se garantiza una menor pérdida de nutrimentos, aspecto de suma importancia en sistemas con bajas entradas de insumos como las de pequeños agricultores. No obstante, con estas tasas también se sugiere que en caso de altas y rápidas demandas se debe recurrir al empleo de residuos frescos.

Si se estima la producción de un cafetal orgánico alrededor de 20 fan/ha (4760 kg) de café cereza se tiene una exportación de 20.3 kg de en café pergamino seco y de 10.9 kg en la broza y el mucílago (Ver Cap. 5, pag. 54). Las exportaciones de N en el café pergamino seco podrían ser suplidas con la aplicación de 2.5 ton/ha/año de lombricompost ó compost de broza con la concentración de N, materia seca y tasas de mineralización halladas en este estudio.

No obstante, estos 2500 kg de compost o lombricompost de broza no podrían ser elaborados con la cantidad de broza y mucílago que producen las 20 fanegas, ya que de ella se producen únicamente 1856 kg de broza y 1047 kg de mucílago aproximadamente. Estos residuos contienen aproximadamente 8.54 kg y 2.35 kg de N respectivamente, lo que equivale al 54% de las exportaciones de N en el café pergamino seco. Sin embargo hasta el 70% de ese nitrógeno puede perderse durante el compostaje como se halló en este estudio. Por ello se deben desarrollar metodos de compostaje que minimizen pérdidas y para aumentar las entradas de nitrógeno en sistemas de producción orgánicos y con pocos insumos se debe recurrir al uso de especies fijadoras de N y al uso de otros residuos del sistema, tales como estiércoles, residuos de otros cultivos, entre otros.

Respecto a la liberación de los demás nutrimentos, el mayor porcentaje de P y K liberado fue del compost de broza, el menos descompuesto, y el menor porcentaje del lombricompost, el más descompuesto. Esto muestra la importancia de la estabilidad de los compost sobre la liberación de nutrimentos. En el caso del magnesio y el calcio, debido a su poca movilidad es importante considerar tanto la descomposición como las concentraciones, ya que compost con bajas concentraciones aplicados a suelos deficientes en estos nutrimentos podrían incrementar los problemas de fertilidad.

CAPITULO 7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES

Se encontraron pérdidas de nutrimentos durante el compostaje superiores al 50% de los contenidos iniciales. Esto requiere de mayores investigaciones que confirmen dichas pérdidas, además de la influencia de las condiciones meteorológicas y formas para disminuirlas incluyendo su factibilidad técnica y económica.

Las tasas de liberación de N, P y K siguieron el orden compost de broza > compost de residuos > lombricompost. Estas tasas tuvieron correlaciones positivas con la estabilidad de los compost representada en la tasa de mineralización de C en condiciones de laboratorio.

El N liberado durante 209 días de evaluación en el lombricompost y compost de broza varío entre el 25 al 37% del N total inicial.

El lombricompost y el compost de broza empleados en este estudio tuvieron un alto valor como fertilizante logrando suplir los requerimientos nutricionales del maíz durante los 30 días que fue cultivado.

La tasa de mineralización del N expresado como porcentaje del N total inicial siguió el orden: compost de broza > compost de residuos > lombricompost.

Se hallaron correlaciones positivas entre las tasas de mineralización de N y las tasas de liberación de N.

En cafetales manejados orgánicamente se debe estudiar los aportes nutricionales de los diferentes componentes del sistema, tales como especies fijadoras, coberturas vivas, además de los residuos de cosecha.

La evaluación de compost elaborados con más de un material requiere conocer previamente su variabilidad y con ello determinar con precisión el número de repeticiones.

CAPITULO 8. LITERATURA CITADA

Abou-Hadid, AF; Omar, AM. 1998. The effects of available water content and other physical and chemical properties of soil substrates on germination of cucumber. Acta Horticulturae 469: 245-250.

Adani, F; Geneveni, PL; Gasperi, F; Tambone, F. 1999. Composting and humification. Compost Science and Utilization 7(1): 24-33.

Aguiar, ACF. 2000. Efecto de especies usadas como abono verde en el enriquecimiento de la fertilidad del suelo y en el manejo de plagas. Tesis Mag Sc. CATIE, Turrialba, CR. 93 p.

Aguirre, AV. 1971. Estudio de los suelos del área del Centro Agronómico Tropical de Investigación y enseñanza. IICA. Turrialba, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE, 138 p.

Alfaro, M del R; Rodriguez, JJ. 1994. Impacto ambiental de procesamiento del café en Costa Rica. Agronomía Costarricense, 18(2): 217-225.

Arco-Verde, MF. 1998. Tasa de descomposición, disponibilidad de nutrientes y efectos de la aplicación de compuestos orgánicos en el cultivo del maíz en un Humic Andosol de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE, 105 p.

ASERCA (Apoyos y Servicios a la Comercialización Agropecuaria), MX, 2002. Mercado Internacional del café homepage (en línea). Consultado 9 dic., 2002. Disponible en www.infoaserca.gob.mx/analisis/cafe.pdf.

Association of Official Agricultural Chemists. Official 1984. Methods of Analysis. 14th Ed.: USA, Association of Official Agricultural Chemists Inc. 40 p.

Babbar, LI; Zak, DR. 1994. Nitrogen cycling in coffee agroecosystems: net mineralization and nitrification in the presence and absence of shade trees. Agriculture, Ecosystems and Environment 48: 107-113.

Balkcom, KS; Adams, JF; Hartzog, DL; Wood, CW. 2001. Mineralization of composted municipal sludge under field conditions. Communications Soil Science Plant Analysis 32 (9&10): 1589-1605.

Barcelos, AF; Andrade, IF de; Tiesenhausen, IMEV von; Ferreira, JJ; Souza, RS de; Hermeto, CFB; Amaral, R; Aguiar, PCP. 1997. Aproveitamiento da Casca de Café na Alimentação de Novilhos Confinados – Resultados do Segundo Ano. Revista Brasileira de Zootecnia, 26 (6): 1215-1221.

Beloso, MC; Villar, MC; Cabaneiro, A; Carballas, M; Gonzalez-Prieto, SJ; Carballas, T. 1993. Carbon and nitrogen mineralization in an acid soil fertilized with composted urban refuses. Bioresource technology 45 (2): 123-129.

Bernal, MP; Navarro, AF; Sánchez-Monedero, MA; Roig, A; Cegarra, J. 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. Soil Biology & Biochemistry 30(3): 305-313.

Bertsch, F. 1998. La fertilidad de los suelos y su manejo. 1a ed. San José, CR. ACCS.157 p.

Black, CA; Evans, DD; White, JL; Ensminger, LE; Clark, FE; Dinauer, RC. (eds.). 1965. American Society of Agronomy, Madison, WI (EUA). Methods of soil analysis. P.2. Chemical and microbiological properties. Madison, WI (EUA).

Blandon, CG; Rodríguez, VN; Dávila, AMT.1998. Caracterización microbiológica y físico - química de los subproductos del beneficio del café en proceso de compostaje. Cenicafé 49(3): 169-185.

Blandon, GC.; Dávila, MTA.; Rodríguez, N.V. 1999. Caracterización Microbiológica y Físico - -química de la pulpa de café sola y con mucílago en proceso de lombricompostaje. Cenicafé 50 (1): 5-23.

Brinton, WF. 2000. Compost Quality Standards & Guidelines. Final Report. Woods End Research Laboratory Inc. New York State Association of Recyclers. 62 p.

Bulluck, LR; Brosius, M; Evanylo, GK; Ristaino, JB. 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial physical and chemical properties on organic and conventional farms. Applied Soil Ecology. 19: 147-160.

Büyüksönmez, F; Rynk, R; Hess, TF; Bechinski, E. 2000. Occurence, degradation, and fate of pesticides during composting. Part II: Occurence and fate of pesticides In Compost And Composting Systems. Compost Science and Utilization 8 (1): 61-

Calle, HV. 1977. Subproductos del café. Boletín Técnico No. 5. Federación Nacional de Cafeteros de Colombia. 82 p.

Campos, MMV; Valverde, PJA. 1998. Efecto de la aplicación de los abonos orgánicos (compost, Bokashi, Vermicompost y gallinaza) en diferente dosis, en el establecimiento de una plantación de banano Musa (Grupo AAA), subgrupo "Cavendish", "Gran enano". Tesis Ing. Agr. EARTH, CR. 68 p.

Cannell, MGR; Kimeu, BS. 1971. Uptake and distribution of macro-nutrients in trees of *Coffea arabica* L. in Kenya as affected by seasonal climatic differences and the presence of fruits. Annals of Applied Biology. 68 (2): 213-230.

Carrillo, CM; Gómez, ZJ; Miranda, CJ. 1995. Caracterización de los ácidos húmicos extraídos de cuatro lombricompuestos y su efecto sobre la germinación de semillas de maíz *Zea mays* L., algodón, *Gossypium hirsutum* y tomate *Lycopersicon esculentum* L. Acta Agronómica 46(1/4): 30-36.

Castellanos, JZ, Pratt, PF. 1981. Mineralization of manure nitrogen-Correlation with laboratory indexes. Soil science Society of America Journal. 45: 354-357.

CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza). 2002. Datos Meteorológicos CATIE (en línea). Turrialba, CR. Consultado enero 2002. Disponible en http://www.catie.ac.cr/meteorologia/.

Cobo, JG; Barrios, E; Kass CLD; Thomas, R: 2002. Nitrogen mineralization and crop uptake from surface-applied leaves of green manure species on a tropical volcanic-ash soil. Biology and Fertility of Soils 36: 87-92.

Costa, CA da; Casali, VWD; Loures, EG; Cecon PR y Jordão, CP. 1997. Teor de zinco, cobre e cádmio em cenoura em função de doses crescentes de composto de lixo urbano. Horticultura Brasileira. 15 (1): 10-14.

Chabalier, PF. 1986. Évolution de la fertilité d'un sol ferrallitique sous culture continue de maïs en zone forestière tropicale. L'Agronomie tropicale 41 (3-4): 179-190.

Daivasikamani, SP; Kannan, N. 1986. Studies on post-harvest mycoflora of coffee cherry Robusta. Journal of Coffee Research 16 (3-4): 102-106.

Dalzell, HW; Biddlestone, AJ; Gray, KR; Thurairajan, K. 1991. Manejo del suelo; producción y uso de composte en ambientes tropicales y subtropicales. Servicio de Recursos, Manejo y Conservación de Suelos. Dirección de Fomento de Tierras y Aguas, FAO. 178 p.

Díaz RR y Hunter, A. 1978. Metodología de Muestreo de Suelos, Análisis Químico de Suelos y Tejido Vegetal e investigación en invernadero. Turrialba, CATIE. 65 p.

Dixon, GR; Walsh, UF. 1998. Suppression of plant pathogens by organic extracts a review. Acta Horticulturae 469: 383-390.

Douds Junior, DD; Galvez, L; Franke-Snyder, M; Reider, C; Drinkwater, LE. 1997. Effect of compost addition and crop rotation point upon VAM fungi. Agriculture, Ecosystems and Environment 65 : 257-266.

Douglas, BF; Magdoff, FR. 1991. An evaluation of nitrogen mineralization indices for organic residues. Journal of Environmental Quality. 20: 368-372.

Drinkwater, LE; Letourneae, Dk; Workneh, F; Bruggen, AHC van; Shennan, C: 1995. Fundamental differences between conventional and organic tomato agroecosystems in California. Ecological Applications 5 (4): 1098-1112.

D'Souza, E; Bourke, MR. 1986. Intensification of subsistence agriculture on the Nembi plateau, Papua New Guinea 2. Organic fertilizer trials. Papua New Guinea Journal of Agriculture, Forestry and Fisheries. 34(1-4): 29-39.

Eastman, BR; Kane, PN; Edwards, CA; Trytek, L; Gunadi, B; Stermer, AL; Mobley, JR. 2001. The effectiveness of vermiculture in human pathogen reduction for USEPA biosolids stabilization. Compost-Science-and-Utilization. 9: 1, 38-49.

Ernani, PR; Gianello, C. 1982. Efeito imediato e residual de materiais orgânicos, adubo mineral e calcário no rendimento vegetal. Revista brasileira de ciendia do solo. 6: 119-124.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) 1978. China: reciclaje de desechos orgánicos en la agricultura. Boletín de Suelos No. 40. FAO, Roma, 121 p.

Frankenberger, WT; Abdelmagid, HM. 1985. Kinetic parameters of nitrogen mineralization rates of leguminous crops incorporated into soil. Plant and Soil 87: 257-271.

Gutiérrez, BAO. 1999. Contenido mineral de substratos utilizados para la preparación de compostas y vermicompostas. Simposio Internacional y primera reunión nacional. (18 al 20 de octubre de 1999, Chapingo, México).1999. Lombricultura y abonos orgánicos. Eds. Martinez, C; Romero, R; Corlay L, Trinidad, A y Santoyo, LF. Chapingo México. p 169-171.

Hadas, A; Bar-Yosef, BS; Davidov, S; Sofer, M. 1983. Effect of pelleting, temperature and soil type on mineral nitrogen releases from poultry and dairy manures. Soil Science Society of America Journal 47:1129-1133.

Hadas, A.; Portnoy, R. 1994. Nitrogen and carbon mineralization of composted manures incubated in soil. Journal of Environmental Quality 23: 1184-1189.

Hadas, A.; Portnoy, R. 1997. Rates of Decomposition in Soil and release of Available Nitrogen from Cattle Manure and Municipal Waste Composts. Compost Science and Utilization 5(3): 48-54.

Hartz, TK, Mitchell, JP, Giannini, C. 2000. Nitrogen and carbon mineralization dynamics of manures and compost. HortScience 35 (2): 209-212.

He, ZL; Alva, AK; Yan, P; Li, C; Calvert, DV; Stoffella, PJ; Banks, DJ. 2000. Nitrogen mineralization and transformation from compost and biosolids during field incubation in a sandy soil. Soil Science 165(2): 161-169.

ICAFE (Instituto del Café de Costa Rica). 1997. Informe Anual de Labores. 1ª ed. Heredia, Costa Rica. Unidad de Producción agrícola, 1998, 254 p.

Irisson, SN; Barois, I; Aranda, EG. 1999. Calidad química, bioquímica y bacteriológica de la vermicomposta de pulpa de café. Simposio Internacional y primera reunión nacional. (18 al 20 de octubre de 1999, Chapingo, México).1999. Lombricultura y abonos orgánicos. Eds. Martinez, C; Romero, R; Corlay L, Trinidad, A y Santoyo, LF. Chapingo México. p 145-147.

ISIC (Instituto Salvadoreño de Investigaciones del Café). 1987. Fisiología del cafeto. Curso sobre Fisiología del cafeto (31 oct – 4 nov de 1983, Nueva San Salvador). 176 p.

Jacquet, M. 1994. Alternativas tecnológicas del beneficiado húmedo en relación con la conservación del medio ambiente. *In* Seminario Regional sobre el Mejoramiento de la Calidad del Café. San Pedro Sula (Honduras) 22-24 Sep 1993. Memoria. Tegucigalpa, HN. p.

Jaramillo, MSE. 1977. Absorción de nutrimentos por maíz (*Zea mays* L.) y *camote (Ipomoea batatas* (L.) Lam) en asociación y su fertilización con nitrógeno y potasio. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, UCR, CATIE, 194 p.

Jones, JB; Case, V. 1990. Soil testing and plant analysis. SSSA Book Series 3ª ed. Wisconsin. P 414.

Korikanthimath, VS; Hosmani, MM. 1999. Organic recycling of coffee pulp in coffee based cropping systems. Indian Coffee 63 (1): 4-6.

Lavelle, P; Blanchart, E; Martin, A; Martin, S; Spain, A, Toutain, F; Barois, I; Schaefer, R.A 1993. Hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems; application to soils of the humid tropics. Biotropica 25 (2): 130-150.

Leal, N; Madrid de Cañizares, C. 1998. Compostaje de residuos orgánicos mezclados con roca fosfórica. Agronomia Tropical 48 (3): 335-357.

Lehmann, J; Schroth, G; Zech, W. 1995. Decomposition and nutrient release from leaves, twigs and roots of three alley-cropped tree legumes in central Togo. Agroforestry Systems 29: 21-36.

León-Arteta, R; Tzitziua, FO. 1997. Elaboración de composta aeróbica de pulpa de café en Zongolica, Veracruz. Revista Chapingo Serie Horticultura 3 (1):55-59.

López, MA. 1966. Cambios químicos en el suelo ocasionados por adición de materia orgánica. Su valor residual y su efecto sobre plántulas de café hasta un año de edad. Cenicafé 17(4): 121-131.

Machado VOF; Campos VP. 1997. Cultivo de fungos antagonistas em diferentes substratos e avaliacao da eficiencia no controle de *Meloidogyne javanica*. Fitopatologia-Brasileira. 22: 3, 387-391.

Maheswaran, J; Gunatilleke, AUN. 1988. Litter decomposition in a lowland rain forest and a deforested area in Sri Lanka. Biotropica 20 (2); 90-99.

Malavolta, E; Yamada, T; Guidolin, JA. 1982. Nutriçao e adubaçao do cafeeiro. Instituto de Potassa e Fosfato, Piracicaba, SP (Brasil). 226 p.

Martinez, CC. 2000. Lombricultura, alternativa en la agricultura sustentable. *In* Martinez, CC; Ramírez, LF. eds. Lombricultura y Agricultura Sustentable. 1ª ed. México, s.e. p 135-153.

Martinez, NGN. 1959. Coffee mucilage – its chemical composition. Coffee and Tea Industries. 82: 17-18.

Martins, O; Dewes, T. 1992. Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. Bioresource Technology 42: 2 (103-111)

Mathur, SP, Owen, G; Dine, H; Schnitzer, M. 1993. Determination of compost biomaturity. Biological Agriculture and Horticulture.10:65-85

Mehlich, A. 1965. Soil fertility and plant nutrition. Annual Report 1965/66 Coffee Research Foundation, Kenya. 32 p.

Melillo, JM; Aber, JD; Musatore, JF. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. Ecology 63: 621-626.

Mills, HA; Benton, JJ. 1996. Plant Analysis Handbook II.. MicroMacro Publishing, Georgia, U.S.A. p.119.

Montagnini, F; Ramstad, K; Sancho, F. 1993. Litterfall, litter decomposition, and the use of mulch of four indigenous tree species in the Atlantic lowlands of Costa Rica. Agroforestry Systems 23: 39-61.

Moorthy, VK; Moorthy, AK; Rao, KB. 1995. Studies on composting coffee wastes. Journal of Coffee Research. 25 (2): 64-79.

Murillo, B; Cabezas, MT; Bressani, R. 1975. Pulpa y pergamino de café. Cambios en la composición química del pergamino de café por efecto de diferentes tratamientos alcalinos. Turrialba 25 (2): 179-182.

Muschler, RG. 1998. Tree-crop compatibility in agroforestry: production and quality of coffee grown under managed tree shade in Costa Rica. Tesis Ph.D. Universidad de Florida, EUA. 219 p.

Mustin, M. 1987. Le Compost, Gestion de la Matière organique. Editions François DUBUSC. Paris, 954 p.

Myers, RJK; Palm, CA; Cuevas, E; Gunatilleke, IUN; Brossard, M. 1994. The synchronisation of nutrient mineralisation and plant nutrient demand. In The biological management of tropical soil fertility. Woomer, PL; Swift, MJ (eds) p 81-116.

Nelson, DW; Sommer, LE. 1982. Total carbon and organic matter. In A.L. Ed. Methods of Soil Analysis Chemical and Microbiological Properties, 2ª ed. Agronomy Series No. 9. Part 2. Pp 539-594.

Nogueira, MAS; Pinheiro, NCG; Mollica, SV; Texeira, AM de. 2000. Nutrientes em compostos orgânicos de resíduos vegetais e dejeto de suínos. Scientia Agricola 57 (1): 185-189.

Orozco, FH; Cegarra, J.; Trijillo, L.M; Roig, A. 1996. Vermicomposting of coffee pulp using the earthworm *Eisenia fetida*: Effects on C and N contents and the availability of nutrients. Biology and Fertility of Soils. 22: 162-166.

Palm, CA; Sanchez, PA. 1990. Decomposition and nutrient release patterns of the leaves of tropical tree. Biotrópica. 22(4) : 330-338.

Parra, JH. 1959. El valor fertilizante de la pulpa de café. Cenicafe 10 (9): 441-460.

Pickering, JS; Kendle, AD; Hadley, P. 1998. The suitability of composted green waste as an organic mulch: effects on soil moisture retention and surface temperature. Acta Horticulture 469: 319-324.

Rink, R. 1992. On Farm Composting Handbook. Northeast Regional Agricultural Engineering Service. New York. 186 p.

Robertson, FA; Morgan, WC. 1995. Mineralization of C and N in Organic Materials as Affected by Duration of Composting. Australian Journal of Soil Research. 33: 511-524.

Romero, AC; Jiménez OF; Muschler, RG. 2000. Crecimiento de almácigo de café con abono tipo bocashi y follaje verde de *Erythrina poeppigiana*. Agroforestería en las Américas. 7(26): 37-39.

Russo, RO; Budowski, G. 1983. Effect of pollarding frecuency on biomass of *Erythrina poeppigiana* as a coffee shade tree. Agroforestry Systems 4: 142-162.

Saenz, N. 1895. Memoria sobre el cultivo del cafeto ó Guía para la fundación de un cafetal en Colombia, incluyendo los cultivos accesorios de Plátano, cañas y pastos. JJ Perez Eds. Bogotá. 185 p.

SAS Institute. 1988. SAS/STAT User's guide. Version 6.03. SAS Institute, Cary N.C. 1028 p.

Sato, K; Nakamura, K. 2000. Estimation of nitrogen mineralization of animal manure-coffee residue compost and influences on paddy rice. Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition 71: 826-833.

Schinner, F; Kandeler, E; Öhlinger, R; Margesin, R. 1995. Methods in Soil Biology. Alemania. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. p 95-98.

Shibajara, F; Shigekazu, Y; Inubushi, K. 1998. Dynamics of microbial biomass nitrogen as influenced by organic matter application in paddy fields. Soil Science and Plant Nutrition. 44 (2): 167-178.

Sikora, LJ; Yakovchenko, V. 1996. Soil organic matter mineralization after compost amendment. Soil Science Society of America Journal 60: 1401-1404.

Stamatiadis, S.; Werner, M.; Buchanan, M. 1999. Field assessment of soil quality as affected by compost and fertilizer application in a broccoli field (San Benito County, California) Applied Soil Ecology 12 :217-225.

Taja, H; Vander, ZP. 1990. Organic residue management in the hot tropics: influence on the growth and yield of *Solanum potato* and maize. Tropical Agriculture. 68(3):111-118.

Tauk, SM. 1984. Identification of fungi isolated from coffee-pulp. Naturalia 9: 57-60.

Thönnissen, C; Midmore, DJ; Ladha, JK; Holmer, RJ; Schmidhalter, U. 2000. Tomato crop response to short-duration legume green manures in tropical vegetable systems. Agronomy Journal 92 : 245-253.

Tian, G; Kang, BT; Brussaard, L. 1992. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions-decomposition and nutrient release. Soil Biology & Biochemistry. 24 (10): 1051-1060.

Uribe, HA; Salazar, AN. 1983. Influencia de la pulpa del café en la producción del cafeto. Cenicafe 34(2): 44-58.

Vanlauwe, B; Dendooven, L; Merckx, R. 1994. Residue fraction and decomposition: The significance of the active fraction. Plant and Soil 158: 263-274.

Vilas, OB. 1990. Descomposición de hojarasca y mineralización del nitrógeno de la materia orgánica del suelo bajo cuatro sistemas agroforestales, en Turrialba, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE, 152 p.

Villa, C; Huerta, PG; Sanchez, VJE. 1999. Fermentation of a mixture of corn-cobs and coffee pulp for the cultivation of *Pleurotus ostreatus*. 1999. Micologia-Neotropical-Aplicada 12:. 67-74.

Wrigley, G. 1998. Coffee. Longman Scientific and Technical. Singapur. 639 p.

Wu, L; Ma, LQ; Martinez, GA. 2000. Comparison of Methods for evaluating stability and Maturity of Biosolids Compost. Journal of Environmental Quality 29: 424-429.

Zambrano, DA; Isaza, JD. 1998. Demanda química de oxigeno y nitrógeno total, de los subproductos del proceso tradicional de beneficio húmedo del café. Cenicafé 49(4): 279-289.

Zech, W; Senesi, N; Guggenberger, G; Kaiser, K; Lehmann, J; Miano, TM; Miltner, A; Schroth, G. 1997. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. Geoderma 79: 117-161.

Zucconi, F; Peram, A; Forte, M; De Bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity of inmature compost. BioCycle 22:54-56.

Zuluaga, JV: 1989. Utilización integral de los subproductos del café. I. Seminario Internacional sobre Biotecnología en la agroindustria cafetalera. S: Roussos, Licona, RF., Gutierrez, M. Xalapa, Veracruz. México del 12 al 15 de abril de 1989. p 63-77.

ANEXO 1

Caracterización de las materias primas* empleadas para la elaboración de compost. Medias por material y de.

Característica	Broza			Gallinaza			Mucílago		
Humedad (%)	87.9	+/-	0.14	16.2	+/-	0.81	96.2	+/-	0.00
pH	6.0	+/-	0.00	8	+/-	0.06	3.7	+/-	0.00
N total (%)	2.29	+/-	0.03	2.28	+/-	0.12	0.08	+/-	0.00
P (%)	0.21	+/-	0.01	2.72	+/-	0.14	0.01	+/-	0.00
K (%)	2.43	+/-	0.03	2.35	+/-	0.10	0.05	+/-	0.00
Ca (%)	0.66	+/-	0.01	11.7	+/-	0.70	0.03	+/-	0.00
Mg (%)	0.19	+/-	0.01	0.59	+/-	0.02	0.01	+/-	0.00
MO (%)	92.6	+/-	0.19	60.6	+/-	1.10	3.5	+/-	0.14
CO (%)	53.8	+/-	0.09	35.1	+/-	0.65	2.05	+/-	0.07
N- NH_4 (mg/kg)	19.7	+/-	0.74	225	+/-	33.2	650.5	+/-	26.16
N-NO_3 (mg/kg)	11.3	+/-	0.47	128	+/-	19.1	ND	+/-	ND

Sustrato	Suelo			Cascarilla		
Humedad (%)	36.5	+/-	0.02	10.8	+/-	0.00
pH	5.06	+/-	0.05	6.5	+/-	0.00
N total (%)	0.34	+/-	0.01	0.54	+/-	0.01
P (%)	0.11	+/-	0.01	0.02	+/-	0.00
K (%)	0.01	+/-	0.00	0.59	+/-	0.03
Ca (%)	0.12	+/-	0.02	0.5	+/-	0.04
Mg (%)	0.13	+/-	0.01	0.17	+/-	0.00
MO (%)	18.4	+/-	0.79	97.3	+/-	0.21
CO (%)	10.7	+/-	0.47	56.4	+/-	0.14
N- NH_4 (mg/kg)	8.63	+/-	0.15	ND		
N-NO_3 (mg/kg)	5	+/-	0	ND		

ND = No determinado.

Los materiales provenían de las siguiente fuentes:

Broza, mucílago y cascarilla: Beneficio CoopeSuiza, Turrialba, Costa Rica. Diciembre de 2002.

Gallinaza: Chitaria, Turrialba, Costa Rica. Diciembre de 2002.

ANEXO 2

Concentraciones de los compost a los 7 días (t_7) y a los 59 días (t_{59}) de compostaje y al cabo de 209 (t_{209}) días en campo

Sustrato	N	P	K	Ca	Mg
			%		
Broza t_7	2.45	0.18	2.45	0.84	0.19
Broza t_{59}	3.55	0.42	3.69	2.09	0.37
Broza t_{209}	3.48	0.25	0.11	2.53	0.33
C.residuos t_7	1.03	1.06	1.51	5.22	0.36
C.residuos t_{59}	1.04	0.95	1.54	4.33	0.35
C.residuos t_{209}	0.91	0.92	0.16	5.58	0.30
Lombricompost t_{59}	2.47	0.56	1.10	2.27	0.47
Lombricompost t_{209}	2.02	0.37	0.25	1.7	0.32

ANEXO 3

Pérdida de nutrimentos (% del contenido inicial) desde el compostaje hasta los 209 días en campo.

Sustrato	N	P	K	Ca	Mg
			%		
Compost de broza	81.7	82.1	99.0	61.0	78.0
Compost de residuos	60.2	61.1	95.1	57.0	22.4