

# TALLER DE ABONOS ORGÁNICOS

13 y 14 de marzo, 2003

Editado por: Gabriela Soto, Gloria Meléndez





**El proyecto NOS del CATIE/GTZ , el Centro de Investigaciones Agronómicas de la Universidad de Costa Rica y la Cámara de Insumos Agropecuarios No Sintéticos**

**Taller de Abonos Orgánicos  
3 y 4 de marzo, 2003**

**Lugar: Centro de Investigaciones Agronómicas (CIA), UCR. Sabanilla**

**Día Lunes 3 de marzo**

<b>Hora</b>	<b>Tema</b>	<b>Expositor/Responsable</b>
8.00 – 8.30	Registro de participantes	Dhayra Machado NOS
8.30 – 8.45	Bienvenida e inauguración	Ulrich Roettger, NOS
8.45 – 9.00	Presentación de CANIAN	U. Roettger
9.00 – 9.40	Presentación de participantes y expectativas del Taller	Gabriela Soto, CATIE
9.40 – 10.20	Introducción a la vida del suelo	G. Soto
<b>10.20 – 10.40</b>	<b>CAFÉ</b>	
10.40 – 12.00	Residuos orgánicos y la materia orgánica del suelo	Gloria Meléndez, CIA
<b>12.00 – 1.00</b>	<b>ALMUERZO</b>	
1.00 – 2.00	Definiciones, materias primas y metodologías en abonos orgánicos	G. Soto
2.00 – 3.10	Experiencia práctica en producción de abonos orgánicos	Alberto Gonzále. Hugo Hermelink, Franklin Bernardbug
<b>3.10 – 3.30</b>	<b>CAFÉ</b>	
3.30 – 4.20	El uso de inoculantes	Suichi Okumoto
4.20 – 5.00	El uso de biofertilizantes en la agricultura	Oscar Acuña



**Día 2. Martes 4 de marzo.**

<b>Hora</b>	<b>Tema</b>	<b>Expositor</b>
8.00 – 8.45	Quelatos como fertilizantes	Eloy Molina, CIA
8.45 – 9.30	Liberación de nutrimentos en abonos orgánicos	Claudia Muñoz, CATIE
<b>9.30 – 10.00</b>	<b>CAFÉ</b>	
10.00 – 11.00	Calidad de abonos orgánicos	Gloria Meléndez
11.00 – 12.00	Impacto del uso de abonos orgánicos	Gabriela Soto
<b>12.00 – 1.00</b>	<b>ALMUERZO</b>	
1.00 – 1.45	Inocuidad de abonos orgánicos	Lidieth Uribe, CIA
1.45 – 2.15	Certificación y legislación de abonos orgánicos	Gabriela Soto
<b>2.15 – 2.35</b>	<b>CAFÉ</b>	
2.35 – 3.15	El mercado de biofertilizantes en Costa Rica	Manuel Carballo, NOS
3.15 – 4.15	Definición de la problemática en el sector de abonos orgánicos. Soluciones posibles.	Trabajo en grupos coordinado por Ulrich Roettger.
4.15 – 5.00	Plenaria	
<b>5.00 – 5.15</b>	<b>Clausura del evento</b>	



---

---

---

---

---

---

---

---

## QUELATOS

Forman parte de muchos procesos biológicos esenciales en la fisiología de las plantas: transporte de oxígeno, fotosíntesis, respiración, etc.

Muchas enzimas catalizadoras de reacciones químicas son quelatos

Quelatos naturales en la planta: clorofila, vitaminas como B12

Otros usos: industria alimenticia, farmacéutica, detergentes, alimentos animales, etc.

---

---

---

---

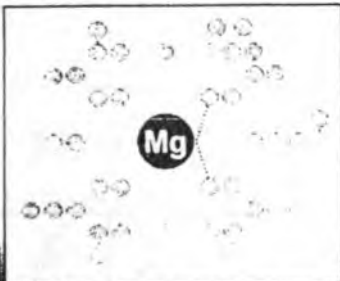
---

---

---

---

## CLOROFILA



---

---

---

---

---

---

---

---

## ATAJACIONE

Es la habilidad de un compuesto químico para formar una estructura en anillo con un ión metálico, resultando en un compuesto con propiedades químicas diferentes a las del metal original

Nombre proviene del griego *χελύς*, significa pinza, en apariencia similar a los brazos de un cangrejo con el metal en sus pinzas

---

---

---

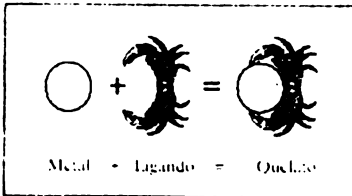
---

---

---

---

---



El agente que acompaña el catión se le llama también "ligando"  
Ejemplos: ácidos cítrico, málico, tartárico, glucónico, láctico, acético, nitrilo-tri-acético (NTA) etilen-diamino-tetracético (EDTA)

---

---

---

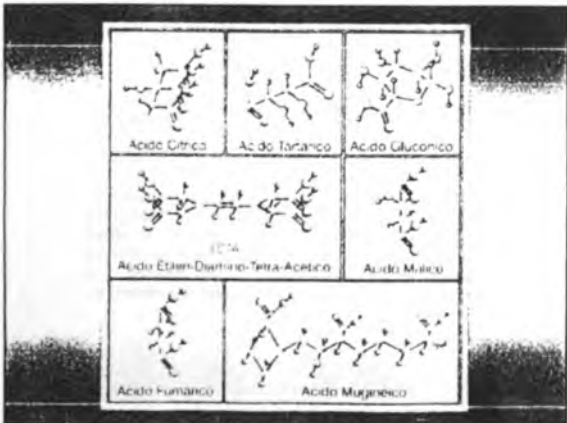
---

---

---

---

---



---

---

---

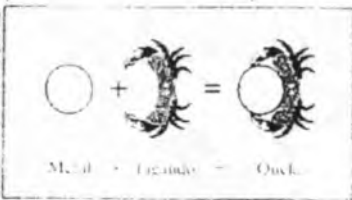
---

---

---

---

---



**Otros agentes quelatantes orgánicos:**

- |                        |               |
|------------------------|---------------|
| Ácidos húmicos         | Aminoácidos   |
| Ácidos fúlvicos        | Polialcoholes |
| Ácidos lignosulfónicos | Polisacáridos |

---

---

---

---

---

---

---

---

**QUELATOS EN NUTRICIÓN DE PLANTAS**

Cationes metálicos con valencia +2 o superior forman quelatos en presencia de ligandos

Aniones metálicos con valencia -1 forman sales con el ligando o complejos sin estructura de anillo

Cationes que son nutrientes de las plantas:

- |                  |                  |
|------------------|------------------|
| Ca <sup>+2</sup> | Cu <sup>+2</sup> |
| Mg <sup>+2</sup> | Mn <sup>+2</sup> |
| K <sup>+1</sup>  | Zn <sup>+2</sup> |
| Fe <sup>+2</sup> |                  |

Quelatos constituyen una forma más eficiente de nutrir a las plantas

Algunos quelatos, como los orgánicos, poseen propiedades estimuladoras del crecimiento y mejoradoras del suelo

---

---

---

---

---

---

---

---

**QUELATOS COMO FUENTES DE FERTILIZANTES**

Compuesto orgánico de origen natural o sintético, que puede combinarse con un catión metálico y lo acompleja, formando una estructura heterocíclica. Los cationes metálicos son ligados en el centro de la molécula, perdiendo sus características iónicas.

---

---

---

---

---

---

---

---

## VENTAJAS DE LOS QUELATOS EN NUTRICIÓN DE PLANTAS

El quelato protege al catión de otras reacciones químicas que normalmente se presentan en los suelos como oxidación-reducción, inmovilización, precipitación, fijación, etc.

Proceso de quelatación de un catión neutraliza la carga positiva de los metales permitiendo que el complejo formado quede prácticamente de carga 0

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

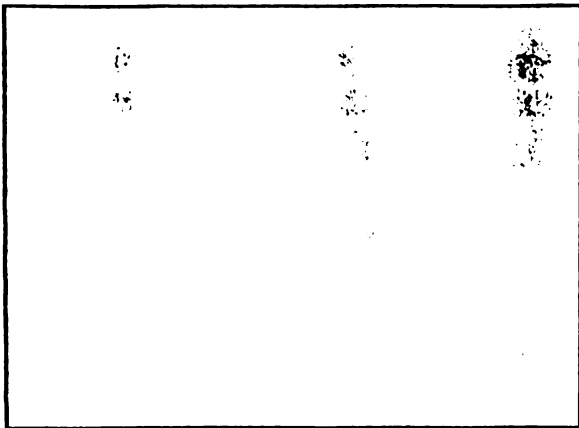
---

## FABRICACIÓN DE QUELATOS COMO FERTILIZANTES

Síntesis química de quelato + fuente del catión

Mezcla física del quelato + fuente del catión

Síntesis orgánica natural: composteo de residuos orgánicos, producción de biofermentos, yacimientos de ácidos húmicos y fúlvicos




---

---

---

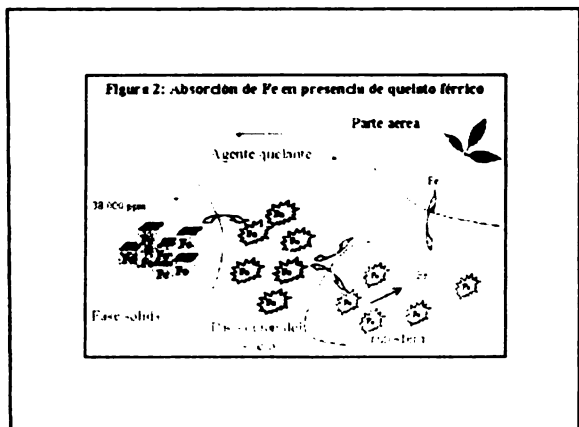
---

---

---

---

---




---

---

---

---

---

---

---

---

**AGENTES QUELATANTES AGRUPADOS DE ACUERDO CON SU PODER QUELATANTE**

EDTA	POLIVALENTES	Acido cítrico
EDTA	MONOVALENTES	Acido ascórbico
DTPA	Acidos trivalentes	Acido tartárico
EDDA	Acidos divalentes	Acido adipico
NTA	AMINOACIDOS	Acido cítrico
CDT	Acidos glicínicos	
	POLIVALENTES	

---

---

---

---

---

---

---

---



## TIPOS DE QUELATOS PARA FERTILIZANTES

### QUELATOS

1. Quelatos sintéticos
2. Quelatos orgánicos de cadenas cortas
3. Quelatos orgánicos naturales

---

---

---

---

---

---

---

---

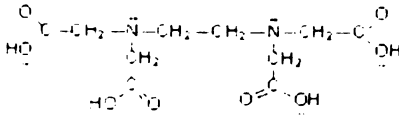
## QUELATOS SINTÉTICOS

Son agentes fabricados por síntesis química artificial.

El EDTA es un agente muy versátil que forma complejos con metales catiónicos de gran estabilidad.

Se utiliza en la industria química y alimenticia, como componente de jabones, para retener el color de frutas enlatadas, y retener el sabor de salsas y mayonesas, etc.

Otros quelatos sintéticos incluyen el DTPA y EDDHA, NTA, etc.



---

---

---

---

---

---

---

---

## EDTA

Es un quelato sintético de gran estabilidad y amplio uso en fertilizantes para aplicación al suelo y foliar.

EDTA es utilizado en aplicaciones al suelo y foliar por su excelente capacidad de acompañamiento de cationes.

EDTA forma quelatos de alta solubilidad en agua.

Su peso molecular es más bajo al compararlo con quelatos orgánicos como ácidos húmicos o fúlvico.

Ejemplos en el mercado:

Folvex Zinc	Folvex combi
Quelagri Zinc	Fertilon combi
Quelatozinc	Cosmoquel EDTA

---

---

---

---

---

---

---

---

**FUENTES DE FERTILIZANTES CON  
MICRONUTRIENTES Y QUELATOS  
SINTÉTICOS**

Fuente	Fórmula	Contenido del elemento %
Quelatos de Cu	Na <sub>2</sub> CuEDTA	13
	C <sub>2</sub> CuHEDTA	16
Quelatos de Fe	Na <sub>2</sub> FeEDTA	5-14
	Na <sub>2</sub> FeHEDTA	5-8
	Na <sub>2</sub> FeEDCHA	9
Quelatos de Mn	MnEDTA	12
Quelatos de Zn	ZnEDTA	8-14
	Na <sub>2</sub> ZnNTA	13
	Na <sub>2</sub> ZnHEDTA	9

---

---

---

---

---

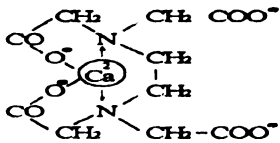
---

---

---

---

---



Complex of Ca<sup>2+</sup> by ethylenediamine with EDTA.

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

**QUELATOS ORGÁNICOS  
NATURALES**

Diferentes grados de efectividad como agentes quelatantes, generalmente intermedios.

Poli flavonoides, lignosulfatos, aminoácidos, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, polisacáridos, polifenoloides, fenoles, vitaminas, hormonas, enzimas etc.

Abonos orgánicos y biofertilizantes contienen gran cantidad y variedad de agentes quelatantes naturales

Poseen poco riesgo de causar fitotoxicidad

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

## QUELATOS ORGÁNICOS NATURALES

Algunas fuentes orgánicas naturales son fabricadas mezclando sales metálicas con subproductos de la industria de la pulpa de madera tales como fenoles, lignosulfatos y polifenoloides.

Propiedades estimulantes del crecimiento y desarrollo vegetal

Quelatos orgánicos pueden disminuir el efecto fitotóxico de concentraciones altas de Al, Fe y Mn en suelos muy ácidos

Quelatos orgánicos pueden acomplejar metales pesados y disminuir su efecto tóxico en los suelos

---

---

---

---

---

---

---

---

## Acidos húmicos y fúlvicos

Compuestos orgánicos no muy bien definidos químicamente, que constituyen la parte más elaborada de la materia orgánica.

Materias primas yacimientos de carbón orgánico como lignitos, turbas, etc.

Extracción de residuos vegetales con bases fuertes como KOH o NaOH

Los ácidos húmicos y fúlvicos forman humatos y fulvatos con los cationes del suelo

Los ácidos húmicos son activadores de la flora microbiana, incrementan la CIC, retención de humedad, estimulan desarrollo de raíz, aumentan permeabilidad de membrana celular, etc

---

---

---

---

---

---

---

---

## Acidos húmicos y fúlvicos

Agentes naturales quelatantes de metales catiónicos

Acción acomplejante que ejercen sus grupos funcionales carboxílicos (COOH) e hidroxílicos (OH).

Alternativa eficaz para la nutrición de los cultivos

Presentes en abonos orgánicos, principalmente composteados

Generalmente tienen un costo mayor que las fuentes de sales y menor concentración de nutrimentos

---

---

---

---

---

---

---

---

# Aminoácidos

Fabricación de aminoácidos libres:

- a) síntesis química
- b) fermentación bacteriana
- c) hidrólisis ácida
- d) hidrólisis enzimática

Principio básico: formación de proteínas hidrolizadas en las que se incorporan los nutrientes catiónicos como Ca, Mg, K, Fe, Cu, Zn y Mn.

Minerales quedan suspendidos entre dos aminoácidos que conforman los grupos donadores

Iones metálicos quedan complejados dentro de la estructura formando un quelato orgánico

---

---

---

---

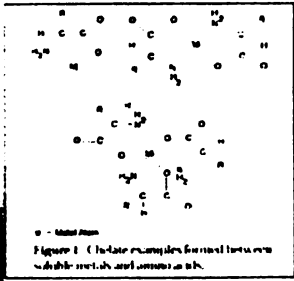
---

---

---

---

## EJEMPLO DE UN QUELATO DE AMINOÁCIDO



---

---

---

---

---

---

---

---

Carga iónica del metal es neutralizada por los aminoácidos en forma similar como ocurre con los quelatos sintéticos

Mayoría son de bajo peso molecular

Rápida absorción

Planta recibe aminoácidos reduciendo gasto de energía metabólica en síntesis de proteínas

---

---

---

---

---

---

---

---

## **Aminoácidos**

### **Propiedades bioestimulantes**

**Costo más alto que otras fuentes y menor concentración de nutrimentos**

### **Ejemplos en el mercado:**

<b>Metaloasatos</b>	<b>Fosfonutren</b>
<b>Cytozime</b>	<b>Aminoforte</b>
<b>Kadestim</b>	

---

---

---

---

---

---

---

---



---

---

---

---

---

---

---

---

R. Ferrer-Cerrato, J. D. Fiehevers, B. A. Fellegary, A. y J. A. Sanitro R. 1996. Microorganismos en el proceso de producción de vermicompostos. I. Grandes grupos microbianos. Memorias del XXVII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. (Ed. Obregon, Son México).

- Dalzell, H. W., A. J. Bridlestone, K. H. Gray and K. Thuraiarajan. 1987. Soil management, compost production and use in tropical and subtropical environments. FAO Roma, Italia.
- Compost Cruz Cit y Cofay-Chec. 1993. Manual de prácticas de Microbiología de Suelos. Departamento de Suelos. Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, México.
- Cothrifts, B. S. 1994. Microbial-feeding nematodes and protozoa in soil: Their effects on microbial activity and nitrogen mineralization in decomposition hotspots and the rhizosphere. Plant Soil 164: 25-33
- Grigorova, R. and J. R. Norris (Eds) 1990. Methods in Microbiology. Vol 22. Techniques in Microbial Ecology. Academic Press, London, U.K.
- Hanninen, K. and R. Lujala. 1994. Humification during the composting of slaughter wastes. 1265-1272. In N. Senesi and T. M. Milano (Eds) Humic substances in the global environment and implications in human health. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Hauser, S. 1993. Distribution and activity of earthworms and contribution to nutrient recycling in alley cropping. Biol. Fertil. Soils 15: 16-20
- Hauser, S. 1993. Distribution and activity of earthworms and contribution to nutrient recycling in alley cropping. Biol. Fertil. Soils 15: 16-20
- Jarvis, B.D.W. and S.W. Tighe. 1994. Rapid identification of *Rhizobium* species based on cellular fatty acid analysis. Plant Soil 161: 31-41
- Johnson, I. F. and C. url, E. A. 1972. Methods for Research on the Ecology of Soil Borne Plant Pathogens. Minnesota, Burgess Publishing Company.
- Isgosdon, G. 1994. Worldwide progress in vermicomposting. BioCycle 35: 63-65
- Martin, A. and J. C. Y. Marinissen. 1993. Biological and physico-chemical processes in excrements of soil animals. Geoderma 56: 331-347.
- Martinez R., E. 1994. Recent developments in *Rhizobium* taxonomy. Plant Soil 161: 11-20
- McCarthy, A.J. and S.T. Williams. 1990. Methods for studying the ecology of actinomycetes. In: Grigorova, R. and J.R. Norris (Eds). 1990. Methods in Microbiology. Vol 22. Techniques in Microbial Ecology. Academic Press, London, U.K.
- Miller, F. C. 1993. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. 515-544. In: Metting, F.B.Jr (Ed). Soil microbial ecology. Marcel Dekker, Inc. New York, NY.
- Parr, J. F. and S. B. Hornik. 1993. Utilization of municipal wastes. 554-559. In: Metting, F.B.Jr (Ed). Soil microbial ecology. Marcel Dekker, Inc. New York, NY.
- Paul, E.A. and F.E. Clark. 1989. Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, Inc. San Diego.
- Phillipson, J. (Ed). 1971. Methods of study in quantitative soil ecology: population, production and energy flow. London. Blackwell Scientific Publications.
- Plaster, E.J. 1992. Soil Science and Management, 2nd ed. Delmar Publishers Inc. New York, USA.
- Pocheon, J., Tardieu, P. and d'Aguilar, J. 1969. Methodological problems in soil biology. In: UNESCO (Ed.). Soil Biology. Reviews of research. Bélgica. UNESCO. p. 13-65.
- Romero-Pinto, M. y A. Pinza-Pinto. 1996. Transformación de las propiedades físico-químicas por la acción de la lombriz de tierra. Memorias del XIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, Brasil.
- Subba Rao, N. S. 1992. Biofertilizers in agriculture. 2nd ed. A. A. Balkema/Rotterdam, Bangalore, India.
- Weaver, R.W., S. Angle, P. Bottonley, D. Bezdeck, S. Smith, A. Tabatabai and A. Wollum. 1994. Methods of Soil Analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wis.
- Wollum II, A.G. 1982. Cultural methods for soil microorganisms. 781-802. In: Page, A.L. (Ed). Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. 2nd ed. Agronomy 9 series. Soil Science Society of America, Inc. Publisher. Madison, Wis.

## REGULACIONES EN LA PRODUCCION Y USO DE ABONOS ORGANICOS

Cibariela Soto Ar

### Introducción

Los procesos de certificación, tales como la serie de normas ISO, la certificación orgánica, los sellos ambientalista y la certificación de semillas, etc., nacen como una necesidad del mercado de garantizar al cliente las características de los productos que se quieren comercializar.

Las certificaciones pueden verificar la calidad del producto final o el proceso de producción, pueden referirse al cumplimiento de niveles específicos de calidad, o a gestiones en una dirección y otra, como en el caso del ISO 14000 de gestión ambiental.

En la certificación de composta, existen certificaciones de los dos tipos, en los que se busca regular el proceso productivo, y en los que se busca garantizar la calidad del producto final.

En la certificación del proceso, este es revisado a su vez con dos objetivos, para asegurar la garantía del producto final, pero y sobre todo en el manejo de desechos urbanos, se busca controlar el impacto ambiental y comunal que estas instalaciones puedan tener.

Existen otras regulaciones que de forma indirecta han afectado la producción de composta, por ejemplo, regulaciones sobre las fuentes de materia prima, como broza del café o gallinaza. En la mayoría de los países latinoamericanos las principales regulaciones son de tipo indirecto.

Los países que más están trabajando en la certificación de composta son los países del norte de Europa, y en California. La certificación es conferida no por un ente gubernamental pero por asociaciones de productores de composta organizados, que buscan con la certificación ofrecer un servicio a sus socios, para facilitar el mercado de sus productos. Debe verse la certificación como una herramienta que facilita la comercialización del producto, y no como un impuesto establecido con fines de lucro de unos pocos. Es por esto que la mayoría de los productores de composta del norte de Europa han tenido una actitud productiva, buscando ser ellos mismos los que se regulen, y no esperar a que sea el estado el que venga a imponer la normativa de certificación.

En el presente documento se revisan las diferentes regulaciones a nivel mundial y los procesos de certificación existentes.

### Tipos de regulaciones

Para fines de entender las regulaciones que afectan la producción de composta, estas pueden ser divididas en varios tipos.

# RESIDUOS ORGÁNICOS Y MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

GLORIA MELÉNDEZ  
CENTRO DE INVESTIGACIONES AGRONÓMICAS  
UNIVERSIDAD DE COSTA RICA

---

---

---

---

---

---

---

---

## CONTENIDO

- ✓ **Materia Orgánica. Conceptos**
- ✓ **Composición de la materia orgánica**  
**Sustancias no-Húmicas Importancia en**  
**el suelo.**
- ✓ **Impacto**
- ✓ **Mediciones**

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

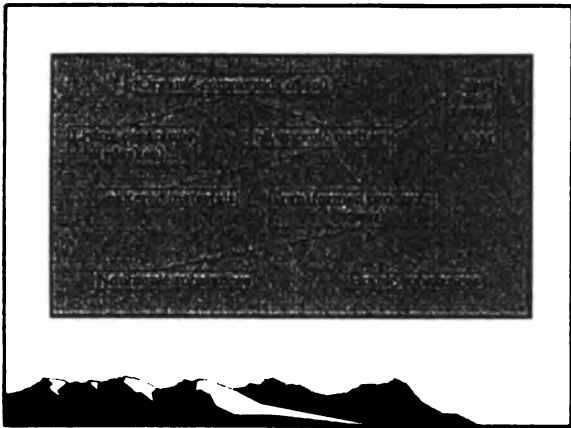
---

---

---

---

---



---

---

---

---

---

---

---

---



---

---

---

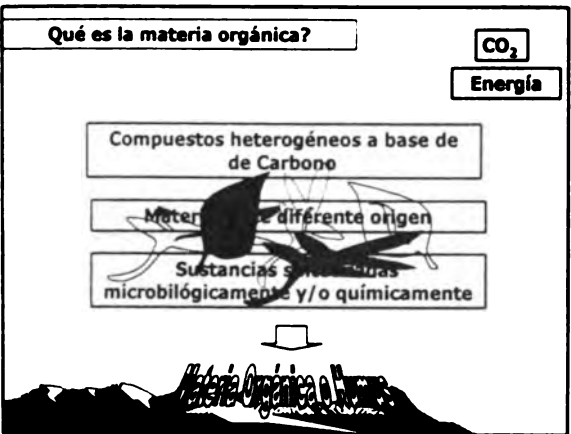
---

---

---

---

---



---

---

---

---

---

---

---

---



### Definición (SSSA, 1960)

- La Materia Orgánica (M.O.) es la fracción orgánica del suelo que incluye residuos vegetales y animales en diferentes estados de descomposición, así como las sustancias orgánicas producidas por los habitantes del suelo (flora y fauna).
- Esta fracción se determina por lo general en suelos que pasan por un tamiz de malla de 2 mm.

---

---

---

---

---

---

---

---

HUMUS ES MATERIA ORGÁNICA?

---

---

---

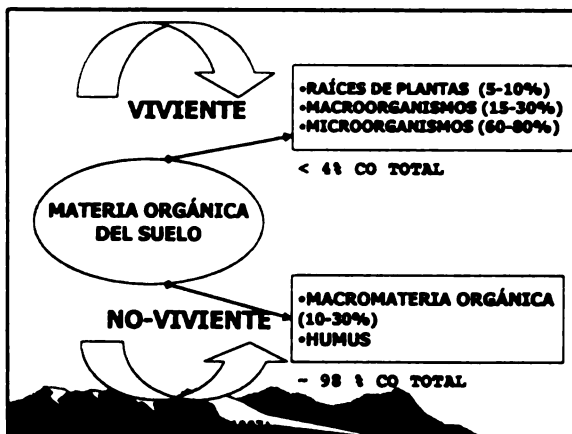
---

---

---

---

---



---

---

---

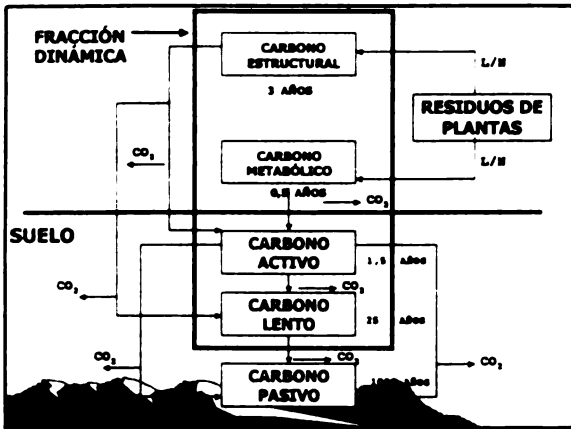
---

---

---

---

---




---



---



---



---



---



---

**Sustancias no-húmicas:** residuos no alterados de animales, microorganismos y plantas.

**Sustancias húmicas:** La fracción más o menos estable de la materia orgánica del suelo, que se obtiene después que se ha descompuesto la mayor parte de las sustancias vegetales y animales.

---



---



---



---



---



---




---



---



---



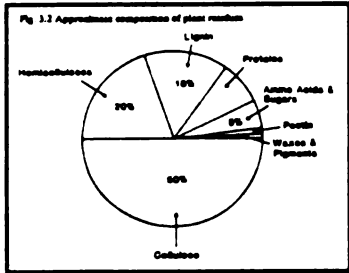
---



---



---




---

---

---

---

---

---

---

---

**SUSTANCIAS NO HÚMICAS**

**CARBOHIDRATOS**

• (5-25% MOS)

- ⚡ Azúcares simples
- ⚡ Hemicelulosa
- ⚡ Celulosa

---

---

---

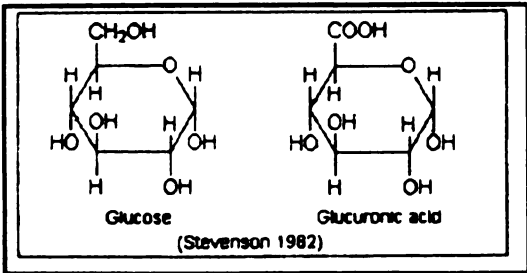
---

---

---

---

---




---

---

---

---

---

---

---

---

## IMPORTANCIA DE LOS CARBOHIDRATOS

- Enlazan partículas inorgánicas
- Formación de complejos
- Estimulan la germinación de las semillas y la elongación de las raíces.
- Afectan la capacidad de intercambio catiónico y retención de iones
- Actividad biológica

---

---

---

---

---

---

---

---

## SUSTANCIAS NO HÚMICAS

### LÍPIDOS EN EL SUELO

#### • ACIDOS GRASOS

- ⚡ Terpenos
- ⚡ Esteroles
- ⚡ Grasas
- ⚡ Ceras
- ⚡ Resinas

---

---

---

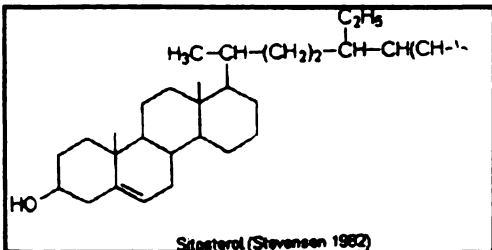
---

---

---

---

---



---

---

---

---

---

---

---

---

## OCURRENCIA DE LOS LÍPIDOS

- Residuos de plantas
- Células microbiales



---

---

---

---

---

---

---

---

### SUSTANCIAS NO HÚMICAS

## AMINOACIDOS EN EL SUELO

- AMINOACIDOS LIBRES
- AMINOACIDOS, PROTEINAS ENLAZADOS A MINERALES ARCILLOSOS
- MUCOPROTEINAS



---

---

---

---

---

---

---

---

### SUSTANCIAS NO HÚMICAS

## AMINOACIDOS EN EL SUELO

- INFLUENCIADOS POR LAS CONDICIONES DE HUMEDAD
- TIPO DE PLANTA
- ESTADO DE CRECIMIENTO
- ADICIONES DE RESIDUOS ORGÁNICOS
- PRÁCTICAS CULTURALES



---

---

---

---

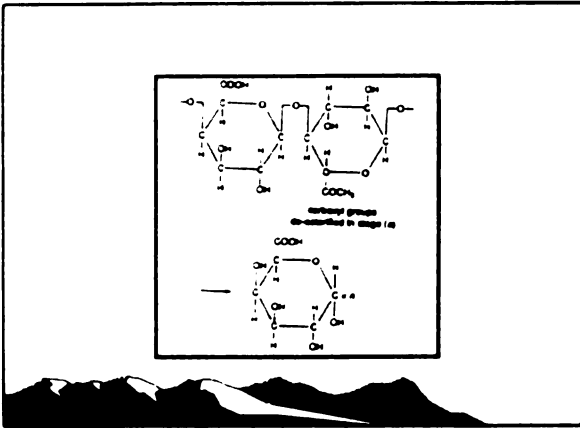
---

---

---

---






---

---

---

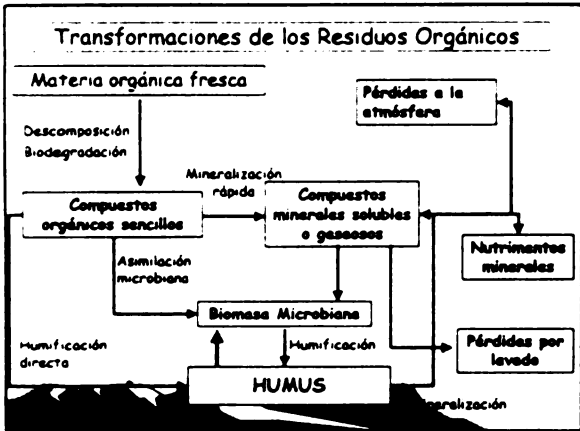
---

---

---

---

---




---

---

---

---

---

---

---

---

- ### Factores que afectan la descomposición de materia orgánica
- Características del material vegetal:
    - Contenido de lignina y fenoles.
    - C:N
  - pH
  - Humedad
  - Aireación
  - Temperatura: óptima 28 a 35°C.
  - Microorganismos presentes.

---

---

---

---

---

---

---

---

# SUSTANCIAS HÚMICAS

---

---

---

---

---

---

---

---

## TIPOS

ACIDOS HÚMICOS  
ÁCIDOS FÚLVICOS  
HUMINAS

---

---

---

---

---

---

---

---

### SUSTANCIAS HÚMICAS

#### ÁCIDOS HÚMICOS

- PRINCIPAL COMPONENTE DE LAS SUSTANCIAS HÚMICAS
- NO SON SOLUBLES EN AGUA, NI BAJO CONDICIONES ÁCIDAS
- SOLUBLES A pH ALTOS
- GRUPOS CARACTERÍSTICOS: CARBOXÍLICOS E HIDROXILOS, FENÓLICOS, ALTO PESO MOLECULAR.
- COLOR MARRÓN A NEGRO

---

---

---

---

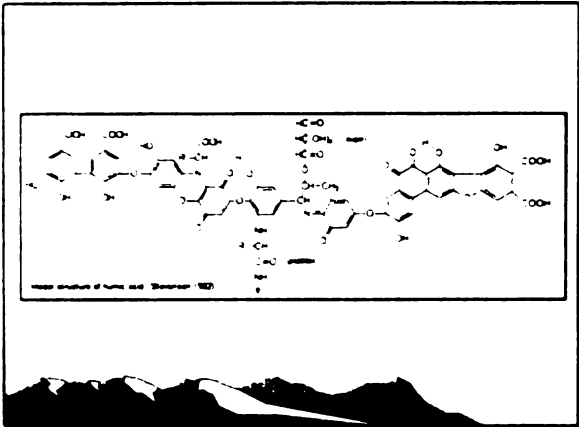
---

---

---

---






---

---

---

---

---

---

---

---

**SUSTANCIAS HÚMICAS**

**ÁCIDOS FÚLVICOS**

- SON SOLUBLES EN AGUA, AGUA, ALCALIS Y ÁCIDOS MINERALES
- POSEEN ALTA CAPACIDAD DE CAMBIO
- UNIDADES ESTRUCTURALES SEMEJANTES A LOS ÁCIDOS HÚMICOS
- BAJOS CONTENIDOS DE CARBONO
- COLORACIÓN CLARA

---

---

---

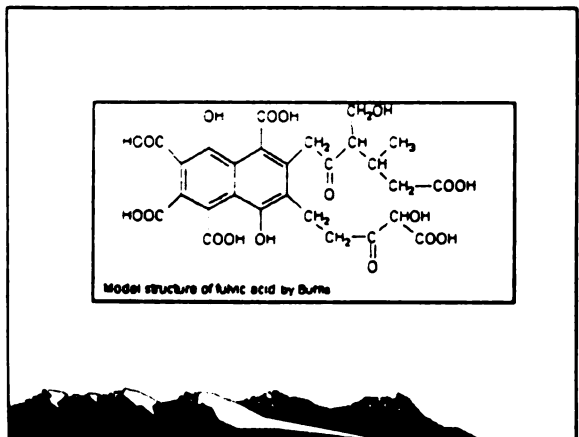
---

---

---

---

---




---

---

---

---

---

---

---

---

**SUSTANCIAS HÚMICAS**

**HUMINAS**

- NO SE EXTRAEN CON SOLUCIONES ALCALINAS
- ALTO PESO MOLECULAR
- ALTOS CONTENIDOS DE CARBONO
- BAJOS CONTENIDOS DE OXÍGENO



---

---

---

---

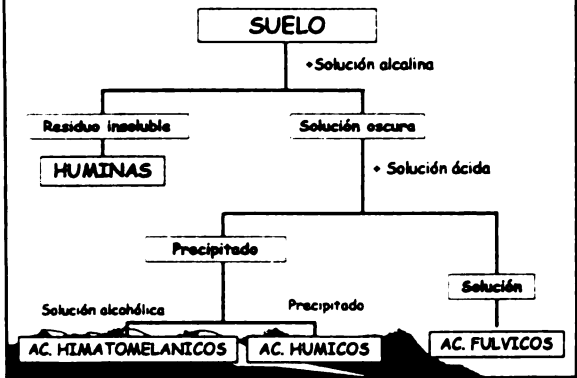
---

---

---

---

**Fraccionamiento de la materia orgánica**



---

---

---

---

---

---

---

---

**Teorías acerca de la formación de humus**

- Teoría de Waksman:
  - La lignina se descompone en forma incompleta por los microorganismos, para ser luego modificada por hidroxilación y oxidación hasta formar ácidos húmicos.
- Teoría de la reducción de azúcares:
  - Como subproductos de la actividad microbiana se forman azúcares reducidos y amino ácidos que luego por condensación no-enzimática se forma humus.



---

---

---

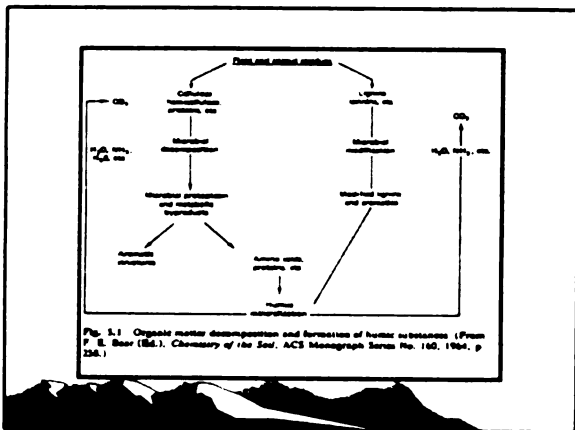
---

---

---

---

---




---

---

---

---

---

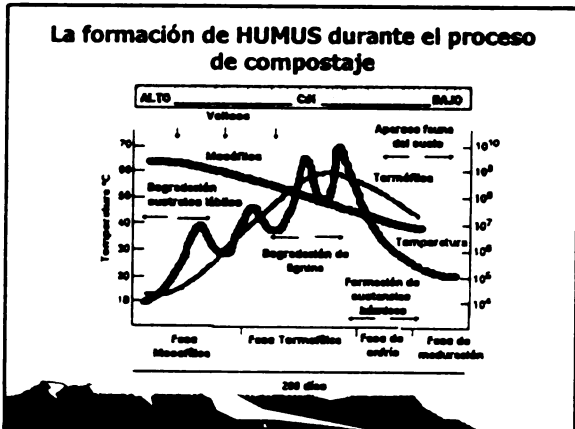
---

---

---

---

---




---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

### Principales grupos funcionales en las sustancias húmicas de los suelos tropicales, (cmol + /kg)

Grupo funcional	Ácido húmico	Ácido fúlvico
- COOH	360	820
- OH total	650	910
Acidez Total	670	1030

Stevenson, 1982

---

---

---

---

---

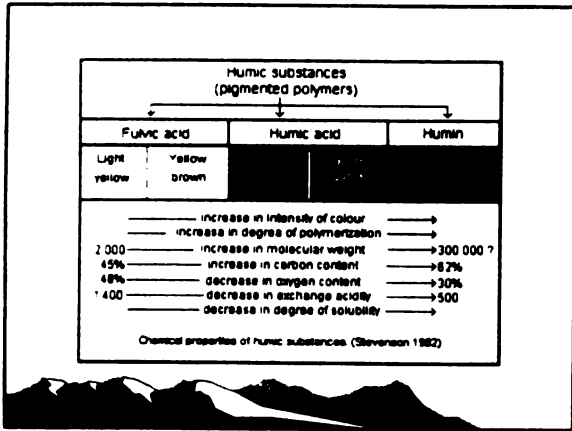
---

---

---

---

---




---

---

---

---

---

---

---

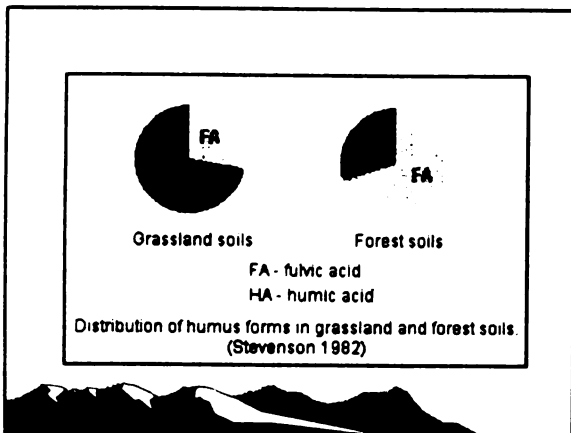
---

---

---

---

---



Ruins de plantes, réaction microbes, HA  
pas parfaites

Briques HA sont en versant est de l  
par la surface de la zone

---

---

---

---

---

---

---

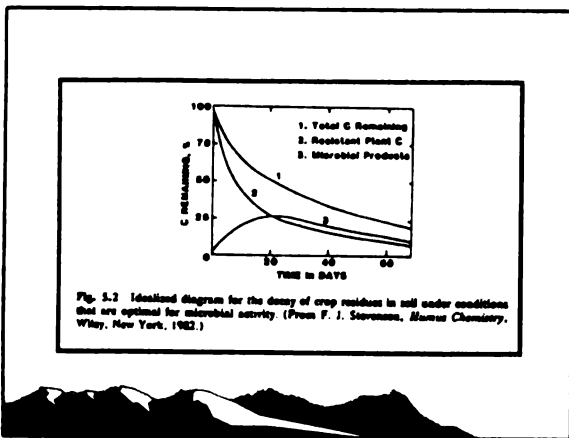
---

---

---

---

---




---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

**HUMIFICACIÓN!  
FACTOR CLAVE EN EL  
MEJORAMIENTO DEL COMPOST?**

- POTENCIAL EN LA AGRICULTURA
- ADICIONADO AL SUELO MEJORA EL BALANCE NUTRICIONAL Y APROVECHAMIENTO DE P Y MICRONUTRIMENTOS
- EN APLICACIÓN FOLIAR, MAYOR APROVECHAMIENTO DEL FERTILIZANTE, FOLIAR
- MAYOR VOLUMEN DE RAÍCES



---

---

---

---

---

---

---

---

**SUSTANCIAS HÚMICAS**

**IMPORTANCIA**

- POTENCIAL EN LA AGRICULTURA
- ADICIONADO AL SUELO MEJORA EL BALANCE NUTRICIONAL Y APROVECHAMIENTO DE P Y MICRONUTRIMENTOS
- EN APLICACIÓN FOLIAR, MAYOR APROVECHAMIENTO DEL FERTILIZANTE, FOLIAR
- MAYOR VOLUMEN DE RAÍCES



AH producen una retención de Al y Fe  
en la COOH, dejando l.b.o y P

---

---

---

---

---

---

---

---



---

---

---

---

---

---

---

---

## FERTILIDAD DE LOS SUELOS

-----  
-----  
**Suplir nutrimentos**  
-----  
-----

**Procesos:**

**Biológicos: N, P, S**

**Químicos: Ca, Mg, K**  
-----  
-----

---

---

---

---

---

---

---

---

## NITRÓGENO, FÓSFORO Y AZUFRE

-----  
-----  
**95 % N, 20, 20.75 %P**  
-----  
-----

**N, P, S: Procesos:**

- Biomasa microbiana, fuente de nutrimentos
- Mineralización e inmovilización ocurren simultáneamente
- Diferencias en tasa de reciclaje de MO y nutrimentos

**Interacciones: Sustratos, organismos, ambiente, calidad del material**  
-----  
-----

95% N de la materia orgánica

5% N de solubilización

---

---

---

---

---

---

---

---

## Propiedades benéficas de la materia orgánica al suelo

**Químicas:**

- Estabiliza la acidez del suelo.
- Aumenta la capacidad de intercambio catiónico del suelo.
- Provee una fuente de lenta solubilidad de nutrimentos como N, P y S
- Aumenta la capacidad de quelatación, por tanto la "biodisponibilidad" de elementos menores para la planta.
- Tiene una alta capacidad de adsorción de compuestos tóxicos, reduciendo su disponibilidad.

---

---

---

---

---

---

---

---

### Propiedades benéficas de la materia orgánica al suelo

#### Físicas:

- Mejora la estructura y la agregación del suelo.
- Disminuye la densidad aparente, aumenta el espacio poroso.
- Aumenta la capacidad de retener agua, pero también mejora el drenaje.
- Aumenta la absorción de calor.



---

---

---

---

---

---

---

---

### Propiedades benéficas de la materia orgánica al suelo

#### Biológicas:

- Provee una fuente de carbono y energía de lenta solubilidad, que sirve para mantener una población amplia y diversa de microorganismos.
- Fuente de algunos compuestos que pueden funcionar como promotores del crecimiento: estimula el desarrollo radicular.



---

---

---

---

---

---

---

---

## SINCRONÍA

SIMILAR SISTEMAS NATURALES, PÉRDIDAS MÍNIMAS

Liberación = Necesidad (tiempo y espacio)

#### Falta de sincronía:

- Liberación en periodos de poca demanda
- Tasa de liberación mayor que la absorción
- Liberación menor que la demanda



---

---

---

---

---

---

---

---

**Qué debo controlar:**

- Humedad y temperatura**
- Suelo: Textura, acidez, nutrientes**
- Calidad y cantidad de residuos**
- Organismos**
- Drenaje**

---

---

---

---

---

---

---

---

**MEDICIONES**

---

---

---

---

---

---

---

---

**MATERIA ORGÁNICA TOTAL?**

---

---

---

---

---

---

---

---



Fracción conceptual	Fracción medida
<b>Activa</b>	Biomasa Microbiana
<b>Lenta</b>	Macromateria orgánica (partículas > 53 µm) o Fracción liviana (< 1,83 g/cm <sup>3</sup> )
<b>Pasiva</b>	Diferencia entre materia orgánica total y las fracciones activa y lenta

---

---

---

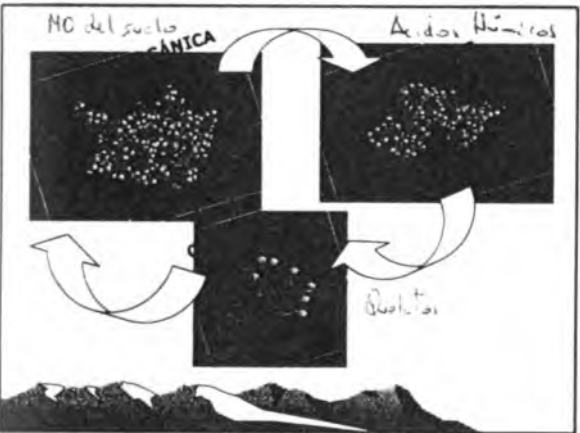
---

---

---

---

---




---

---

---

---

---

---

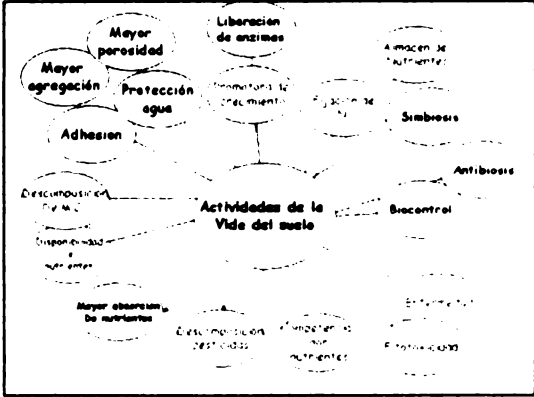
---

---



Muchas de las funciones del suelo esta dadas por la vida que habita en él

Qué función cumple el suelo en nuestras vidas?



**Para qué sirve el suelo?**

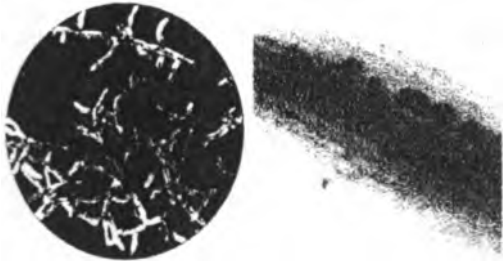
Para Comer  
 Para vivir  
 Para morir

por ser bueno  
 por com tuir  
 por recibir todo  
 lo que me cirva

Respuestas de productores de la Asociación de Productores Orgánicos de la Siesta, Turisilla.



Ecto y endo micorrizas: mejora absorción de nutrimentos



Control de enfermedades  
Bacterias Bacilo sobre hifa de hongo



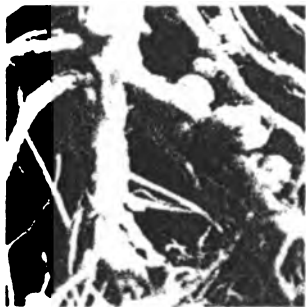
Micorrizas: mayor superficie de absorción y contacto con el suelo



Control biológico: *Arthrobotrys atrapa* nematodo



Fijación de nitrógeno



Springtail sobre espora de hongo



## Quiénes viven en un gramo de suelo?

- Bacterias: 1 millón
- Actinomicetes: 1 millón
- Hongos:  $10^4$  ufc, 200 a 5000 m hifas
- Protozoarios:  $10^4$  / g suelo seco
- Nematodos: 5 - 700
- Acaros: Suelo bosque: 3.5 ácaros
- Suelo agrícola intensivo: 0.26 ácaros
- Collembola: 0.3 a 0.5

## Biomasa del suelo

Grupo de organismos	% biomasa del suelo
Raíces	66.0
Bacteria	17.1
Hongos	13.1
Actinomicetes	1.1
Algas	0.7
Protozoarios	0.7
Nematodos	0.2
Annelidos	0.1

## Quiénes viven en el suelo

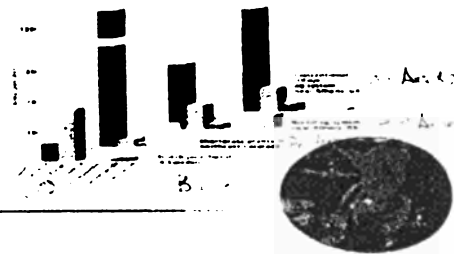
- Microorganismos**  
1-100  $\mu$ m
- Bacterias
  - Hongos
  - Nematodos
  - Protozoarios

- Mesofauna:**  
100  $\mu$ m - 2 mm
- Acaros
  - Collembola
  - Protura
  - Diplura
  - Symphyla

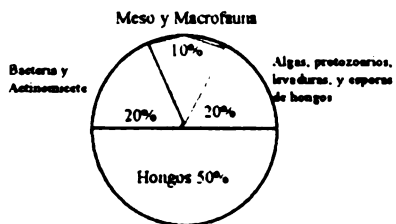
- Macrofauna:**  
2 mm - 20 mm
- Opliones
  - Chilopoda
  - Diplopoda
  - Coleoptera
  - Aracnida

## Biomasa del suelo según zona y manejo

Biomass of Soil Organisms in Four Ecosystems



## Biomasa del suelo

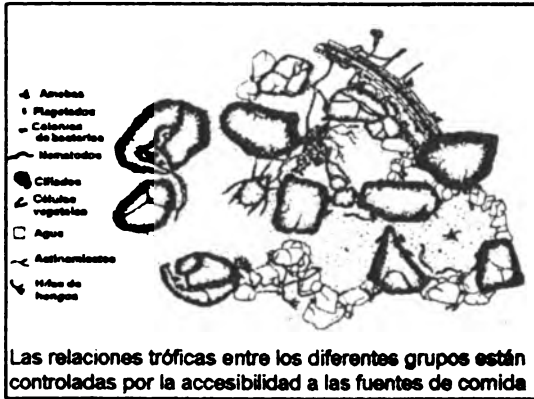
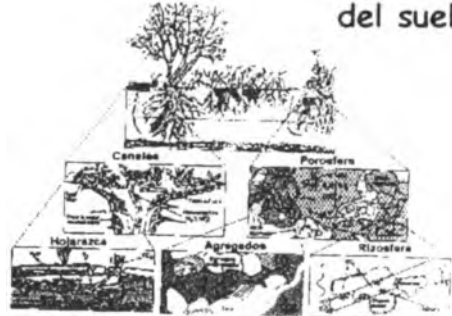


El suelo como habitat para microorganismos

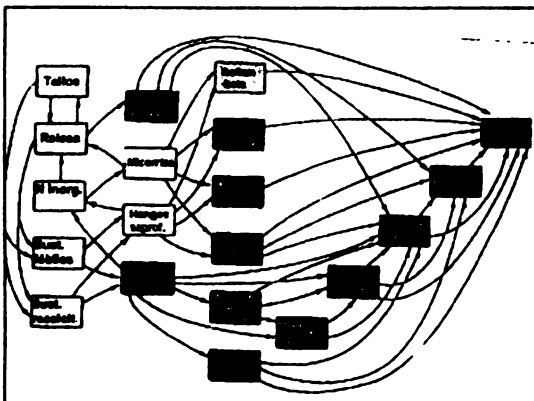
## FACTORES QUE REGULAN LA VIDA EN EL SUELO

- Oxígeno
- Agua
- Comida
- Habitat

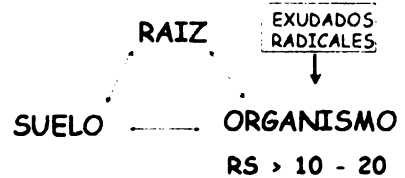
## Diferentes ecosistemas del suelo

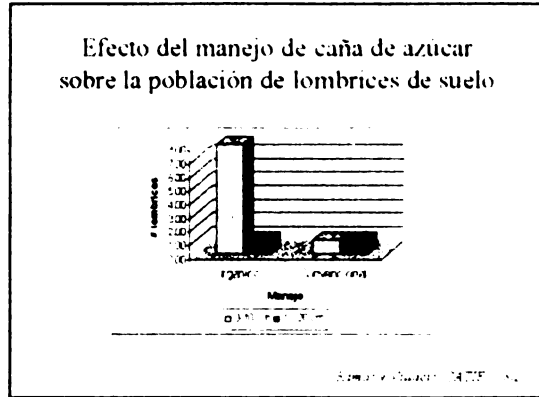
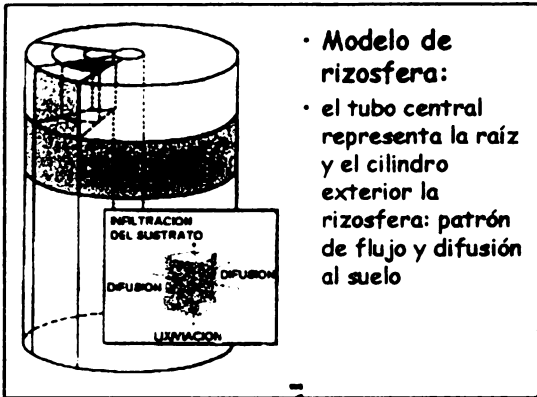


Favoreciendo diversidad de ecosistemas



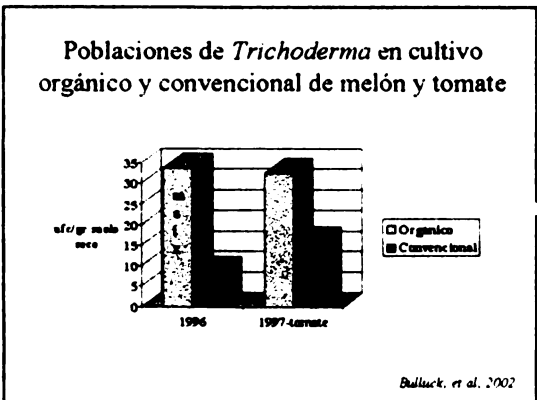
## La Rizosfera





## DIVERSIDAD DE MATERIA ORGANICA

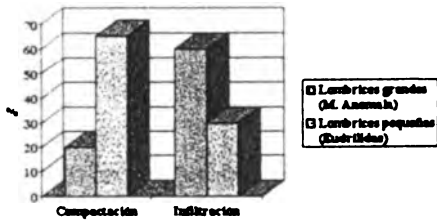
Tipos de lombrices dependiendo de la materia orgánica presente



### Clasificación de las lombrices en categorías ecológicas

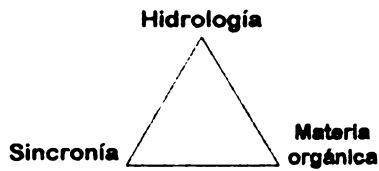
Categoría	Subcategoría	Habitat	Comida	Tamaño
EPIGEAS	EPIGEAS	Hojarzas	Hojarzas	< 10 cm, mucho color
	EPIANECTICAS	Suelo superficial	Hojarzas	10-15 cm color parcial
ANECTICAS	ANECTICAS	Túneles	hojarz. + suelo	>15 cm color dorsal
ENDOGEAS	POLHUMICA	Suelo superf. + rizosfera	Suelo con alta materia org.	<15 cm Sin color
	MESOHUMICA	0-20 cm	suelo 0-10 cm	10-20 cm un color
	ENDOANECTICA	0-50 cm	suelo 0-10 cm	> 20 cm un color
	OLIOHUMICA	15-80 cm	suelo 20-40 cm	> 20 cm un color

**Efecto del tamaño de la lombriz sobre características físicas del suelo**



**Sincronía: las tasas de liberación de nutrimentos deben coincidir con las necesidades de los cultivos**

**Manejo sostenible del Ecosistema**



*Brown et al, 1994.*

**Tasas de liberación de nutrimentos de hojas de palmito**



0.222

**Agua**

- Asegurar la disponibilidad de agua limpia en el sistema: reducir erosión.
- Reducir la pérdida de nutrientes: bases.
- Actividad microbiana: tasa de descomposición de M.O., fijación de nitrógeno, etc.
- Aumenta la infiltración: mantener niveles de agua subterránea limpia.

**Qué prácticas de manejo puedo realizar en el agroecosistema para mantener la sostenibilidad de los suelos tropicales?**

Al decidir que prácticas utilizar se debe considerar:

1. Hidrología : AGUA
2. Materia orgánica
3. Sincronía

### Prácticas agrícolas que pueden favorecer diversidad de vida en el suelo

- Sombra
- Suelo cubierto
- Presencia de malezas
- Diversificación de cultivos
- *Aplicación de abonos orgánicos*

### Conceptos finales

- Las prácticas de manejo de suelo deben incorporar la **funcionalidad del suelo para mantener y mejorar la calidad vida.**
- La diversidad de vida del suelo genera **estabilidad del sistema agrícola.**
- La diversidad de vida en el suelo se logra a través de sistemas productivos diversos:
  - **Diferentes fuentes de materia orgánica.**
  - Diferentes tipos de raíces/exudados.





---

---

---

---

---

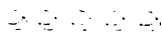
---

---

---

### DEFINICIÓN DE BIOFERTILIZANTE

- Los biofertilizantes son inoculantes microbianos o grupos de microorganismos, los cuales, de una forma u otra, proveen o mejoran la disponibilidad de nutrientes cuando se aplican a los cultivos.



---

---

---

---

---

---

---

---

### VENTAJAS EN SU USO

- 1- Permiten una producción a bajo costo
- 2- No contaminan el ambiente
- 3- Mantienen la conservación del suelo desde el punto de vista de fertilidad y biodiversidad.



---

---

---

---

---

---

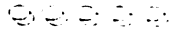
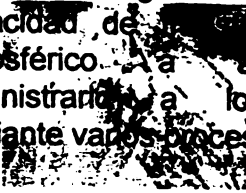
---

---

## TIPOS DE BIOFERTILIZANTES

### A. FIJADORES DE NITRÓGENO

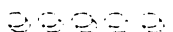
- Estos microorganismos tienen la capacidad de transformar el N atmosférico en amonio y suministrarlo a los cultivos mediante varios procesos:



Proceso de fijación de N en el suelo  
a través de los microorganismos

### Fijación simbiótica de N

- Se presenta una relación mutualista entre el microorganismo (huésped) y la planta (hospedero).
- El proceso se realiza en estructuras especializadas (nódulos).
- Relación leguminosa y Rhizobium.
- Puede suplir de 40 a más de 300 kg de N/ha/año, dependiendo del cultivo.



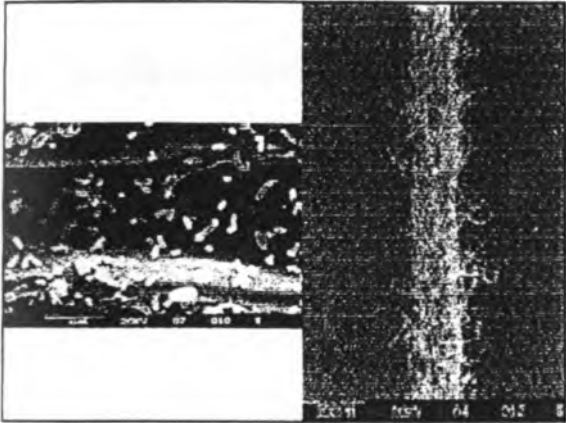
Microorganismos que fijan N en las raíces de las leguminosas

### Fijación no simbiótica de N

- Este proceso se presenta sin necesidad de una relación mutualista.
- La asociación se encuentra en una amplia gama de cultivos de interés agrícola.
- Dentro de los microorganismos que tienen esta capacidad se encuentran:
- Bacterias de vida libre (*Azotobacter*, *Azospirillum*, *Clostridium*)
- Algas azul verdosas (*Anabaena*, *Nostoc*)



Microorganismos que fijan N en el suelo



---

---

---

---

---

---

---

---

### ***B. SOLUBILIZADORES DE FÓSFORO***

- Paso de formas orgánicas a inorgánicas, insolubles o solubles mediado por microorganismos. Esta liberación de fosfatos insolubles a formas disponibles para las plantas se obtiene mediante los siguientes procesos:



---

---

---

---

---

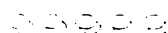
---

---

---

### **I - Quelación:**

- Quelatos de Ca, Mg y Fe hechos por microorganismos. Se logra desestabilizar el P mineral y lo hace soluble.



---

---

---

---

---

---

---

---

## II - Reducción del Fe:

- La forma de Hierro Fe+2 es más soluble que Fe+3 , el fosfato de Fe se desestabiliza y se libera el difosfato.



---

---

---

---

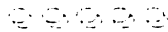
---

---

---

## III - Producción de ácidos orgánicos:

- Los microorganismos producen y liberan algunos ácidos orgánicos que reaccionan con aniones fosfato fijados, lo que permite su solubilización. Algunos ejemplos de éste proceso son:
  - Acido Nítrico (*Nitrosomonas*)
  - Acido carbónico (todos los productores de CO<sub>2</sub>)



---

---

---

---

---

---

---

## ALGUNOS SOLUBILIZADORES

- Los microorganismos que actúan en la solubilización ocupan el 10% de la población del suelo
- Se encuentran en la rizosfera y algunos géneros son:
  - *Pseudomonas putida*, *Mycobacterium*, *Micrococcus*, *Bacillus subtilis*
  - *Thiobacillus*, *Penicillium bilaji*, *Aspergillus niger*.



---

---

---

---

---

---

---

### **C- CAPTACION DE FOSFORO**

- Otro grupo de microorganismos, ampliamente conocidos y estudiados, tienen la capacidad de aumentar el área de captación y absorción de nutrientes, principalmente fósforo, a través de las raíces



---

---

---

---

---

---

---

---

### **Micorrizas:**

- Asociación simbiótica donde la micorriza aumenta la velocidad de captación de P y otros nutrientes (N, Fe y Cu).

#### **TIPOS:**

- Ectotrópicas (árboles de zonas templadas)
- Endotrópicas (cultivos de interés económico)



---

---

---

---

---

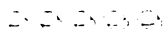
---

---

---

### **D- PROMOTORES DE CRECIMIENTO**

- Estos son microorganismos que, durante su actividad metabólica, son capaces de producir y liberar sustancias reguladoras de crecimiento para las plantas.



---

---

---

---

---

---

---

---

### ALGUNOS MICROORGANISMOS

- *Gibberella*(*Fusarium* *moniliforme*)  
giberelina
- *Anabaena*, *Nostoc* *ácido*  
*indolacético*
- *Diplodia* *macrospora*  
*auxinas*
- *Phomopsis*  
*auxinas*




---

---

---

---

---

---

---

---

### APLICACIONES COMERCIALES DE MICROORGANISMOS INOCULADOS AL SUELO.

USO	DESCRIPCION	ORGANISMO
Fijación de N	Simbiótica	<i>Rhizobium</i> , <i>Frankia</i>
	No simbiótica	<i>Azotobacter</i>
Suministro de P	Micorrizas	<i>Glomus</i>
	Solubilizadores	<i>Bacillus</i>
Factores de crecimiento	Productores de hormonas	<i>Azotobacter</i> , <i>Rhizobium</i>
	Descomposición	F.M. <i>Lactobacillus</i> , <i>levaduras</i>
Biodegradadores	Aceites, grasas	<i>Pseudomonas</i> , <i>Flavobacterium</i>




---

---

---

---

---

---

---

---

### CARACTERISTICAS DE LOS BIOFERTILIZANTES

- Uno o varios microorganismos
- Involucrados en procesos
- Líquidos o sólidos
- Tiempo de vida útil




---

---

---

---

---

---

---

---



**PARA TOMAR EN CUENTA!!!**

Generalmente el éxito en la aplicación de biofertilizantes dependerá del conocimiento de sus requerimientos nutricionales y ambientales, así como de su interacción con otros microorganismos, incluyendo su habilidad para coexistir en cultivos mezclados con otros microorganismos, tanto antes como después de su aplicación al suelo.



---

---

---

---

---

---

---

---

**LA PRODUCCION DE BIOFERTILIZANTES**

- FASE I:
  - *SOPORTES O SUSTRATOS*
- FASE II:
  - *MULTIPLICACIÓN*
- FASE III:
  - *FORMULACION*



---

---

---

---

---

---

---

---

**INDICACIONES Y USOS**

- A-En su etiqueta se indica el tipo y número de microorganismos que contienen.
- B-Los microorganismos se pueden indicar por grandes grupos ( bacterias) o por su clasificación taxonómica (Azotobacter).
- C-Junto a su nombre aparecerá la concentración en el producto.
- D-La concentración de microorganismos varía de acuerdo a las recomendaciones de uso del producto.



---

---

---

---

---

---

---

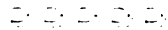
---

## INDICACIONES Y USOS(cont.)

E-Se aplican al suelo directamente antes o después de la siembra del cultivo, mediante aspersión o en el surco de siembra o sobre toda la superficie. Otros se mezclan con la semilla.

F-También existen productos para ser aplicados al follaje.

G-Las dosis y épocas de aplicación durante el ciclo del cultivo dependerán de la concentración del producto y la recomendación del fabricante.



---

---

---

---

---

---

---

---



## CALIDAD Y EFICACIA

- Como estos productos son fabricados con organismos vivos, deben ser sometidos a un riguroso control de calidad para así asegurarse que cumplan con las indicaciones de la etiqueta, de tal forma que se pueda garantizar su efectividad cuando se usa.



---

---

---

---

---

---

---

---

## RECOMENDACIONES PARA EL USO DE LOS BIOFERTILIZANTES

- 1-No deben exponerse a altas temperaturas ni a la luz directa del sol.
- 2- Si se aplican a la semilla, se debe sembrar inmediatamente o a más tardar dentro de las próximas 24 horas.
- 3- Si el producto se aplica al suelo hacerlo en las primeras horas del día o en la tarde.
- 4- Asegúrese de la buena preparación del producto antes de colocarlo en el equipo de aspersión.

---

---

---

---

---

---

---

---



- 5- Use la cantidad apropiada del producto.
- 6-Lavar adecuadamente el equipo de aspersión antes de adicionar el producto.
- 7-Utilizar el producto antes de su fecha de vencimiento.
- 8-Almacenar el producto a las temperaturas indicadas en la etiqueta hasta su empleo.
- 9-No aplicar si la humedad del suelo es deficiente.

---

---

---

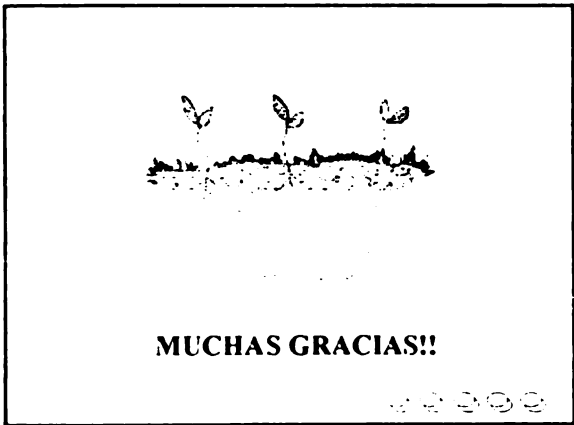
---

---

---

---

---



---

---

---

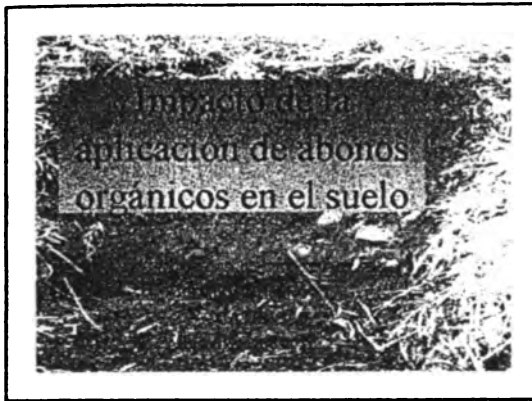
---

---

---

---

---



Estamos realmente logrando una mayor sostenibilidad del suelo?  
De la finca?



Ensayo de 21 años del FiBL, Suiza

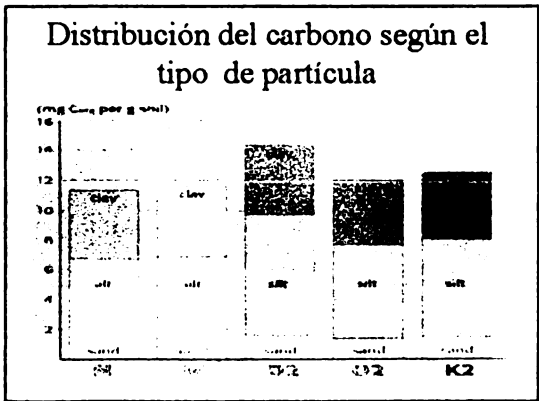
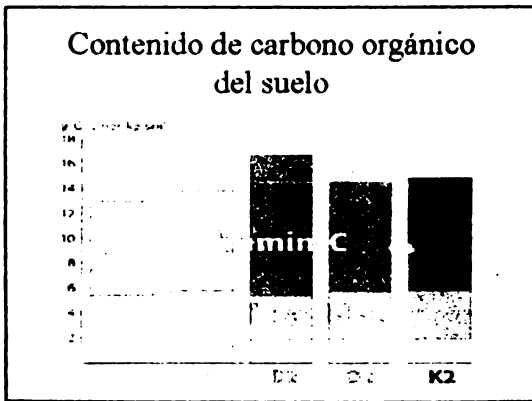
Tratamientos:

- O: orgánico O1 y O2
- B: biodinámico B1 y B2
- K: Convencional K1 y K2

Todos estos tratamientos con 2 dosis de abonos orgánicos equivalentes a 0.7 (1) y 1.4 (2) cabezas de ganado / Ha.

El proceso de compostaje de acuerdo con el sistema.

- M: Convencional sin abonos orgánicos
- N: sin nada



Clay fase disponible inmediato  
silt fase almacenamiento

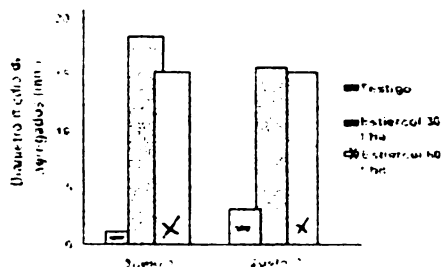
## Características físicas de suelo

## Percolación y estabilidad de agregados de suelos.

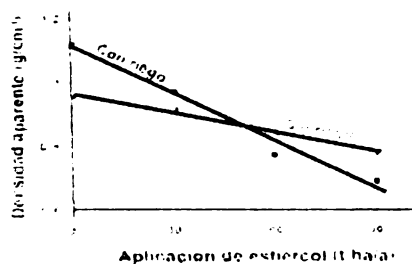
Percolation stability in ml per minute, K2 = 100 cm. Soil aggregate stability in aggregates > 250µm, K2 = 100 cm.



## Mejoras en la estructura del suelo: no necesariamente más es mejor



## Efecto de la aplicación de estiércoles sobre la densidad del suelo



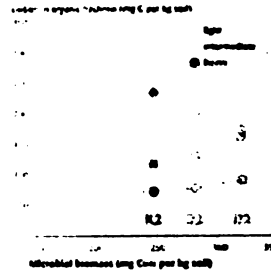
## Características biológicas de suelo

## Estimulación de germinación en compost

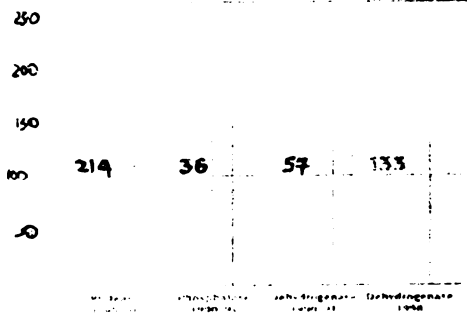


## Características biológicas de suelo

## Características de la biomasa microbiana según tipo de M.O.

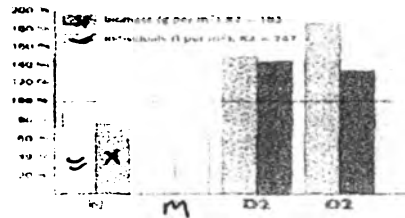


## Enzymes are indicators of microbial functions

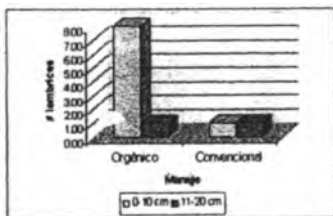


## Biomasa y densidad de lombrices

### Biomass and density of earthworms (average of 1990, 1991 and 1992), K2 = 100%

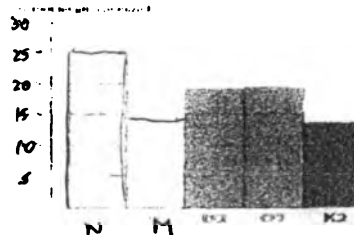


## Efecto del manejo de caña de azúcar sobre la población de lombrices de suelo

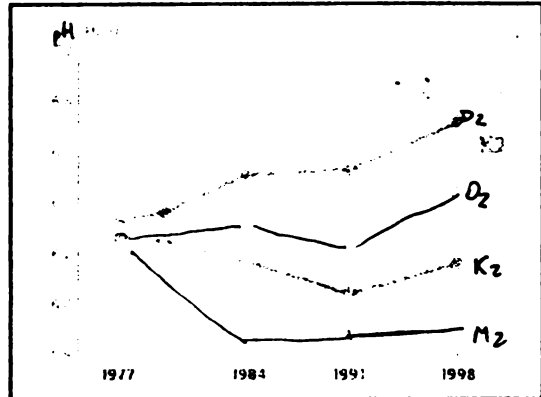


Ramos y Pilecki, CATIE, 2002

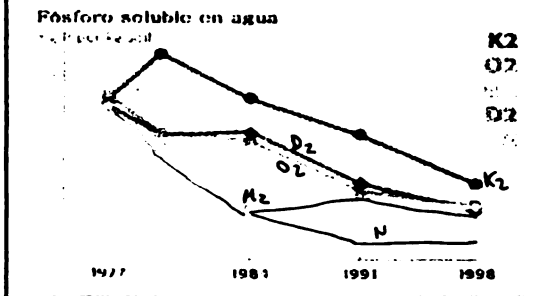
## Colonization of the roots by mycorrhizae (1989-1993)



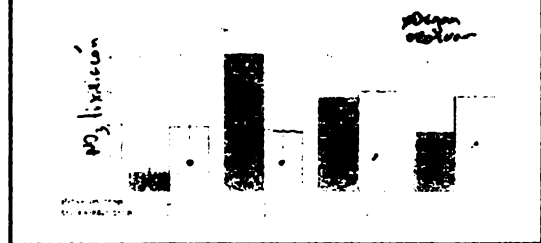
## Características químicas del suelo



## Los contenidos de fósforo disminuyeron en el suelo en todos los tratamientos

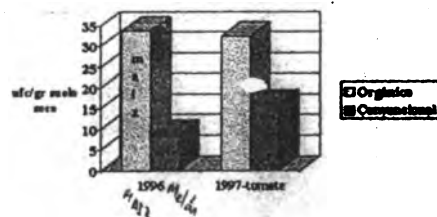


## Lixiviados de nitrógeno como resultados del manejo de coberturas orgánicas



## Manejo enfermedades

## Poblaciones de *Trichoderma* en cultivo orgánico y convencional de melón y tomate



Belluci et al. 2002

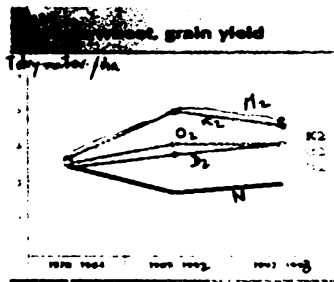
**Poblaciones de *Phytophthora* y *Pythium* en cultivo orgánico y convencional de melón y tomate**



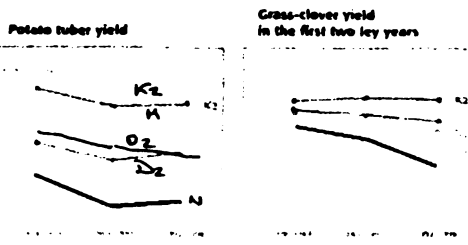
Reñón, et al. 2002

**Y la producción?**

**Los tratamientos convencionales dieron las mejores producciones**



**Los tratamientos convencionales dieron las mejores producciones**

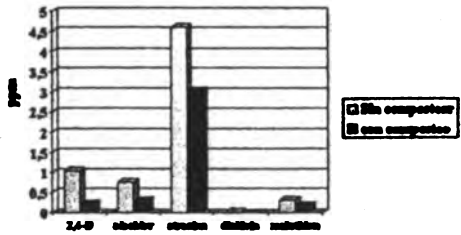


**Producción de café después de tres años de aplicación de broza de café descompuesta + fertilizantes sintéticos en Puriscal (Cicafé, 1997)**

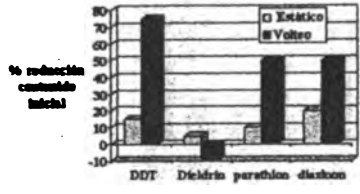
Kg fertilizante sintético/ha	Broza de café descompuesta (ton/ha)	Producción (t/ha)
350	0.0	33.6
350	10.0	67.2
700	0.0	61.6
700	10.0	81.8

**Recuperación de suelos ?**

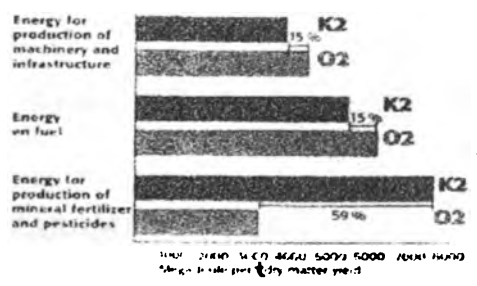
### Los pesticidas en los suelos



### Degradación de pesticidas a través del proceso de compostaje



### Y como anda el uso de energía?



### Conceptos principales

- Existe mucha información de experiencias de productores que no está publicado en revistas científicas.
- Las respuestas son variables.
- En general si han observado mejoras en características físicas y biológicas del suelo.
- El compost es una forma adecuada para la recuperación de suelos.



Por buscar alternativas para cuidar el planeta

**COMPOST: ABONO O ENMIENDA?  
COMO MEDIR LA CALIDAD DE UN COMPOST?**

**Gabriela Soto**  
Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza  
**Gloria Meléndez**  
Centro de Investigaciones Agronómicas  
Universidad de Costa Rica

El uso que se le dé al abono orgánico, y el objetivo que se busque con el mismo van a determinar los criterios que se utilicen para definir su calidad. Por ejemplo, el Departamento de Transportes de los Estados Unidos (Cuadro 1), utiliza el compost para control de erosión en bordes de carretera y embellecimiento y ha definido los criterios de calidad de los materiales que utiliza con base en su uso. De los principales criterios que utiliza son el tamaño de partícula y la coloración del material.

**Cuadro 1. Requisitos por el Departamento de Transportes de Michigan para la compra de compost para relleno de carreteras**

PARÁMETROS DE CALIDAD	Michigan DOT*	US DOT*
Materias primas preferidas		Materiales orgánicos: hojas y desechos de jardín
Tamaño de partícula	Máximo 2,2 cm	12 mm para siembra 25 mm para control de erosión
Color/Olor	Café oscuro a negro	Café oscuro Olor a suelo
Contenido de Materia Orgánica	10-50%	50%
pH	6.0 – 8.5	6.0 – 7.8
Relación Carbono:Nitrógeno	10 :1 a 20:1	25:1 a 35:1
Relación Carbono : Fósforo	-	120:1 a 240:1
Sales solubles	1 – 7., mmho	-
Contenido de humedad	No agua visible	10%
Estabilidad	Demostrable	Por temperatura y olor. 4 a 8 semanas de madurez
Inertes	Menos 1%. No visible	2% máximo

\*DOT Department of Transportation. Tomado de Mitchell, 1997



En nuestros países el mayor uso que se le quiere dar a los abonos orgánicos es como fertilizante, como fuente de nutrientes de lenta liberación. Por eso las formas más comunes para determinar su calidad que se utilizan hasta la fecha son:

1. Contenido total de nutrientes: digestión total de la materia orgánica. Se trata el abono orgánico como una muestra foliar.
2. Contenido disponible de nutrientes: se utilizan soluciones extractoras que simulan la capacidad de absorción de las plantas para determinar los nutrientes que están disponibles al corto plazo. Se procesa el abono orgánico como un análisis de suelos.

## **CALIDAD DEL COMPOST**

La calidad de un compost es usualmente determinado por parámetros químicos los cuales dan una determinación exacta de cada sustancia, y los parámetros biológicos los cuales permiten evaluar la estabilidad del compuesto como un todo. Sin embargo, desde el punto de vista práctico la madurez del compost puede ser medido basándose en el potencial de utilización para el propósito agrícola, lo que significa que la calidad del compost puede ser evaluado en función a la producción agrícola y en el mejoramiento de las propiedades del suelo.

Cómo determinar la calidad del producto final es una de las áreas de mayor investigación en este momento. Actualmente los laboratorios de análisis de suelos y foliares han optado por ofrecer como análisis de compost la digestión total, que permita dar información sobre contenidos totales de nutrimentos. Sin embargo se sabe que este análisis sobre estima la disponibilidad de nutrimentos al corto plazo, ya que las tasas de liberación van a ser más lentas. En el cuadro 2 se muestra algunas características que debe tener un compost para ser comercialmente aceptable.

Otros análisis que se realizan son análisis de germinación, control de enfermedades, contenido de metales pesados y actividad microbiana. Ramírez y colaboradores de la UCR han desarrollado una metodología que utiliza la actividad microbiana como indicador de calidad del compost (Vandevivere y Ramírez, 1994, Salas y Ramírez, 1999).

**Cuadro 2. Características generales de un compost comercialmente aceptable**

Característica	Rango óptimo	Característica	Rango óptimo
% N	> 2	P%	0.15-1.5
C:N	< 20	Color	Café-negro
Cenizas (%)	10-20	Olor	Tierra
Humedad	10-20<40	CICE (meq/100g)	75-100

(tomado de Paul y Clark, 1996)

Otro aspecto ampliamente estudiado en compost proveniente de residuos urbanos es el contenido de metales pesados (Cuadro 3).

**Cuadro 3. Máximos niveles permitidos de contaminantes en el compost**

Metal	Canadá <sup>a</sup> µg / g	Unión Europea compost orgánico <sup>b</sup> (µg / g)	Otros <sup>c</sup>	
Arsénico	10	-	Plástico (%)	1
Cadmio	3	0.7	Otros (%)	2
Cromo	50	70	PBC (µg / g)	0.5
Plomo	150	45	Captán (µg / g)	0.05-100
Mercurio	0.15	0.4	Clordano (µg / g)	0.3
Níquel	60	25	Lindano (µg / g)	1-7
Cobre	-	70	2,4-D (µg / g)	0.5-1.0
Zinc	500	200		

<sup>a</sup>Ontario, Canadá. (Gies, 1992). <sup>b</sup>Anexo II. Regulación Europea 2092/91. Enmienda 1997.

<sup>c</sup> USDA (Henry, 1991).

En realidad no existe a la fecha un análisis único que nos mida la calidad del compost. Pero esto puede ser por las características mismas del compost, donde no-solo se busca un material que libere nutrientes en cantidades adecuadas, que mejore la estructura del suelo, controle enfermedades, retener agua, aumentar la capacidad de intercambio catiónico, etc. Un simple análisis de la calidad del compost no nos daría todas estas respuestas. Es necesario que se utilicen una mezcla de análisis.

## LOS COMPOST COMO ABONOS

La preferencia en la utilización del compost como fuente de nutrimentos para los cultivos en lugar de residuos frescos como excretas de animales, se debe a la disminución de olores (Miller 1993), efectos tóxicos sobre los cultivos, disminución en la contaminación de aguas y eliminación de patógenos y semillas de malezas que se logra con el compost (Rink, 1992). Sin embargo es claro que velocidad con que los residuos frescos entregan nutrimentos es más rápida que un compost (Castellanos y Pratt 1981), esto es una ventaja si las demandas de los cultivos son inmediatas, pero se debe considerar los riesgos ya mencionados.

Por eso productos de procesos de compostaje incompletos como el bocashi aportan más nutrientes al corto plazo que un compost terminado, además de que incorporan una población microbiana diversa para continuar el proceso de descomposición en el campo, con los riesgos de calentamiento en el suelo que deben ser manejados (Soto 2001). Abonos orgánicos con macromateria orgánica como el bocashi o excretas frescas semicomposteadas son recomendados a los productores al iniciar el período de transición entre producción convencional intensiva y producción orgánica, ya que mantienen una tasa de liberación más rápida que un compost.

Por otro lado, la aplicación de un material que entregue sus nutrimentos a una velocidad más lenta puede ofrecer ventajas como menor pérdida por lixiviación y volatilización y una fuente de nutrimentos a largo plazo (Shibahara *et al.*, 1998). Sobre efecto en las características químicas del suelo Clark *et al.*, 1998 evaluaron durante 4 años los efectos de la aplicación de fertilizantes sintéticos y orgánicos encontrando incrementos en las concentraciones de C, P, K, Ca y Mg en los sistemas que recibieron abonos orgánicos continuamente. Así mismo, Douds *et al.*, 1997 hallaron incrementos en los contenidos de fósforo y potasio disponibles luego de tres años de aplicación de compost de estiércol de gallinas, ganado vacuno y follaje, además detectaron un efecto significativo en las poblaciones de micorrizas, específicamente de *Glomus* sp. y *G. etunicatum*.

Al considerar el compost como una abono es importante considerar que la disponibilidad de nutrimentos (capacidad de ofrecer nutrimentos en forma asimilable para las plantas) va a variar mucho con el tipo de compost, dependiendo de la materia prima utilizada, el método

de compostaje, y el grado de madurez del producto final. El estudio de Hartz *et al*, 2000 (Cuadro 4) muestra el efecto de la variabilidad en los contenidos de nutrimentos de los compost sobre el N recuperado en el cultivo de *Festuca arundinacea* Shreb. Esta variabilidad ocasiona que considerado como mejorador de suelos el término compost puede utilizarse en forma genérica, pero como abono, se deben especificar la materia prima y el método de compostaje utilizado.

**Cuadro 3. Porcentaje de nitrógeno recuperado de diversos tipos de compost**

Materiales composteados	N total	N orgánico	P	K	C	C/N	% N total recuperado
Estiércol gallinas (1996)	38	36	23	29	217	5.7	7
Forraje (1996)	22	22	8	31	251	11.4	3.7
Residuos de cultivos	12	12	2	14	111	9.3	3.7
Desechos municipales (1996)	16	16	3	9	236	14.4	3.7
Estiércol de gallinas (1997)	26	24	14	21	181	7	6
Forraje (1997)	22	21	8	32	199	9.3	5.1
Estiércol ganado vacuno	15	14	11	18	155	10.5	8
Desechos municipales (1997)	14	14	3	8	217	15.5	4

(tomado de Hartz *et al*, 2000)

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 los procesos. Por ejemplo Castellanos y Pratt (1981) hallaron tasas de mineralización de nitrógeno de 17% durante 40 semanas de compostaje de estiércoles, mientras que Hadas y Portnoy (1994) hallaron una tasa del 10% durante 32 semanas también en compost de estiércoles. Hartz *et al*, 2000 hallaron tasas de sólo el 7% para este tipo de compost por un período de 12 semanas y para compost a partir de residuos vegetales halló 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. 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 a mayor edad del compost menor tasa de mineralización.

La velocidad con que los compost entregan nutrimentos al ambiente es una medida indirecta de la disponibilidad de ellos, ya que éstos pueden ser liberados por volatilización y lixiviación: Sin embargo, conocer cuantos de los nutrimentos son retenidos en el compost sirve como un estimativo de su efecto residual. 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 aplicando compost de lodos municipales a una tasa de 4 ton/ha en peso seco, éstas perdieron el 36% aproximadamente de su peso durante 52 semanas, no obstante cerca del 50% del N fue liberado en las primeras dos semanas, el fósforo fue menos soluble, liberándose solo el 21% en el mismo período, el calcio liberó el 20% y el magnesio no mostró ninguna pérdida. Datos no publicados de Somarribas y Soto, trabajando en compost de pulpa de naranja encontraron una pérdida del 25 % de nitrógeno en 6 semanas.

## 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 definen *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. 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 de amonio inadecuada, al igual que por la producción de H<sub>2</sub>S y NO<sub>2</sub> bajo condiciones anaeróbicas producto del consumo de oxígeno por la incompleta descomposición. La germinación de semillas también puede afectarse por compuestos fenólicos y ácidos alifáticos producidos durante el proceso de descomposición. Estos compuestos en condiciones de alta pluviosidad y en grandes cantidades pueden producir contaminación de las fuentes de agua.

Otros problemas de la inestabilidad o inmadurez de los compost son los malos olores producidos en el almacenamiento, ya que éstos compost inmaduros continúan el proceso de descomposición pero si no hay un adecuado suministro de aire, las condiciones anaerobias

llevan a la producción de metano y  $N_2O$ , con efectos sobre la atmósfera. Otro problema es la proliferación de moscas con sus consecuencias en la salud humana y animal (Mathur *et al* 1993).

## PRUEBAS EMPLEADAS PARA EVALUAR ESTABILIDAD/MADUREZ

1. **Relación C/N:** La relación ideal de C/N esta alrededor de 10, sin embargo, la disponibilidad del C en esta relación depende del tipo de compuesto en que predomine el C, como lignina, polisacáridos, lo cual determina la resistencia a la descomposición y por lo tanto la disponibilidad de N.
2. **Relación  $NH_4^+$ -N/ $NO_3^-$ N en extractos acuosos:** Un compost inmaduro tendrá mas niveles de amonio que de nitratos, se ha hallado que en compost maduros la relación  $NH_4^+$ -N/ $NO_3^-$ N en extractos acuosos varía entre 0,03 a 18,9 (Hirai *et al*, 1983).
3. **Indicadores de humificación:** el humus formado por el compostaje puede ser extraído con álcali, hidróxido de sodio, o pirofosfato sodico. El humus extraído puede ser medido por oxidación de su carbono. Expresado como un porcentaje del carbono total, el carbono húmico extraído es llamado tasa de extracción (Estrada *et al*, 1987). Sin embargo, este valor, varía entre materiales, por ejemplo, materiales ricos en lignina tienden a ser producir mas humus que materiales pobres en ésta. Además, la extractibilidad esta influenciada por la madurez del compost, y la influencia de materiales arcillosos y metales con los cuales forma complejos insolubles. Por lo cual, la cantidad de humus extraíble no es un buen indicador para todos los tipos de compost (Morel *et al*, 1985).

Evaluar la estabilización de materia orgánica es una prioridad necesaria para el control de la eficiencia del proceso de compostaje. La fase activa del proceso está caracterizada por una intensa actividad microbiana la cual asegura la estabilidad de la materia orgánica en la fase de maduración lo que evita la presencia de compuestos fácilmente decomponibles que pueden causar por ejemplo toxicidad. Esto lleva que la

determinación de ácidos húmicos durante el proceso puede ser un buen indicador o puede generar información acerca de la eficiencia del proceso (Adani, et al., 1995).

Actualmente existe un nuevo método analítico para la determinación de sustancias húmicas. El método fue usado en el desarrollo de un nuevo índice para la medición de la materia orgánica estabilizada y humificada. El índice es, el OMEI (Índice de evolución de materia orgánica) que es un método basado en de mejoramiento del índice de estabilidad (SI). En un ensayo de compostaje utilizando tratamientos con peciolo y semillas de aceitunas se encontró que comparando el índice de evolución de ácidos húmicos, el grado de humificación, la tasa de humificación y el índice de humificación mostró que la madurez del compost fue alcanzado alrededor de los 2 meses, la biosíntesis de las moléculas húmicas fue alcanzada después de tres meses de compostado. Una consideración similar puede ser hecho para la relación CN y el consumo de oxígeno.

4. **Prueba de actividad microbial:** aunque el compost es un producto estable, su descomposición continúa a una tasa lenta, no obstante si aún persisten compuestos fácilmente degradables la actividad microbial se incrementa (Vandevivere y Ramírez, 1995, Salas y Ramírez 1999)
5. **Capacidad de Intercambio de Cationes:** el compost tiene una alta capacidad de adsorción físico química de cationes que se incrementa durante el proceso de humificación (Stevenson, 1982, Estrada *et al.*, 1987). Harada *et al.* (1981) encontró que la CIC de un compost de desechos urbanos se incrementó de 40 meq/100 g a 70 meq/100 g luego de 5 semanas de compostaje y finalizó en 80 meq/100 g durante su estado maduro. Sin embargo, una gran variación entre compost fue hallada por Estrada *et al.* (1987) entre 25 muestras de compost la CIC varió desde 36., a 228,6. Además de esta variabilidad, la CIC puede afectarse por el bloqueo de sus sitios de intercambio por iones como Cu, Fe y Al. Estas son las principales desventajas de esta prueba.
6. **Prueba de Fitotoxicidad:** La fitotoxicidad de los compost puede evaluarse a través de la germinación de semilla o, elongación de raíces o el crecimiento de plantas en

compost solos o en mezcla con el suelo. (Morel *et al.*, 1985; Juste *et al.*, 1987), El test de germinación presenta desventajas por la diferente susceptibilidad de las semillas utilizadas a varias fitotoxinas.

### **Comentarios finales**

El compost cumple una función vital en el proceso de transición de las fincas orgánicas a convencionales, no tanto como fuente de nutrimentos, pero mejorando la eficiencia del suelo en el manejo de nutrimentos y del agua. Las tasas de liberación de nutrientes de un compost son lentas, y en el mejor de los casos (por ejemplo compost de lodos urbanos) se llega a liberar un 50% de su contenido de nitrógeno, pero estos porcentajes disminuyen cuando las materias primas son residuos vegetales.

Es necesario estudiar más la tasa de liberación de nutrimentos en el compost si se quiere utilizarlo como abono en producción orgánica. Igualmente se hace necesario tener regulaciones de etiquetado que permitan al consumidor conocer mejor los materiales que adquiere.



## Revisión de literatura

Block, D. 1998. Degrading PCB's through composting. *Biocycle*. 39(12): 45-48.

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.

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.

Bollo, E. 1999. Lombricultura. Una alternativa de reciclaje. Soboc, Grafic. Ecuador. 149 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.

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

Douglas, BF.; Magdoff, FR. 1991. An Evaluation of Nitrogen Mineralization Indices for Organic Residues. *Journal of Environmental Quality*. 20: 368-372.

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

Castellanos, JZ., Pratt, PF. 1981. Mieralization of manure nitrogen-correlation with laboratory indexes. *Soil Science Society of America Journal*. 45: 354-357.

Clark, MS., Horwath, WR., Shennan, C., Scow, KM. Changes in soil chemical properties resulting from organic and low input farming practices. *Agronomy Journal*, 90: 662-671.

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.

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.

Fraga, CG Jr y Conagin, A. 1956. Delineamentos e Análisis de experimentos com cafeiros. *Bragantia* 15 (17): 177-190.

Gies, G. 1992. Regulating compost quality in Ontario. *Biocycle* 60-61 p.

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.

Henry, C.L. 1991. Review of composting literature. Technical information on the use of organic materials as soil amendments: a literature review. Solid Waste Composting Council, Washington, D.C.

Hansen, R.C., Keener, H. M., Marugg, C., Dick, W. A. y Hoiting, H. A. J. 1993. Composting of poultry manure. In: HOITING, H, A.J. y KEENER, H. M. (ed). *Science*

and Engineering of composting: design, environmental, Microbiological and Utilization aspects. 131-153 p.

Harada, Y., Inoko, A., Tadaki. M. & Izawa. T. 1981. Maturing process of city refuse compost during piling. *Soil Science & Plant Nutrition*, 27, 357-364.

Hirai, M.F., Chanyasak, V., & Kubota, H. (1983). Standard measurement for compost maturity. *Biocycle*, Nov/Dec, 1983. pp. 5~56.

Ingham, E. 1998. Replacing Methyl Bromide with compost. *Biocycle*. 39(12):80-82.

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

Juste, C., Solda, P., & Lineres, M. 1987. Factors influencing the agronomic value of city refuse compost. In *Compost: Production, Quality and Use*. (M. De Bertoldi, M.P. Ferranti, P. UHermite & F. Zucconi, eds.), pp.388-398. Elsevier Applied Science; London, U.K.

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

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

Lopez, 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.

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

Mathur, SP; Owen, G; Dinel, H; Schnitzer, M. 1993. Determination of Compost Biomaturity. *Biological Agriculture and Horticulture*, 10: 65-85

Miller, F. C. 1993. Minimizing odor generation. In: HOITING, H.A.J. y KEENER, H. M. (ed). *Science and Engineering of composting: design, environmental, Microbiological and Utilization aspects*. 219-241 p.

Mitchell, D. 1997. State Highway department find it easy to use compost. *Biocycle*. 38(8): 67-72.

Morel, J.L., Cohn, F., Germon, J.C. Godin, P. & Juste, C. (1985). Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost. In *Composting of Agricultural and Other Wastes*. (J.K.R. Gasser, ed.), pp.56-72. Elsevier Applied Science; London, U.K.

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

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

Orozco, F.H.; 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.

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.

- Paul, E. A., y Clark, F.E. 1996. Soil Microbiology and Biochemistry. 2<sup>nd</sup> ed. Academic Press. 340 p.
- REIS, M., SOLIVA, M., MARTINEZ, F.X., y MONTEIRO, A.A. 1999. The influence of sewage sludge and urea as nitrogen sources in the composting process of eucalyptus bark. International Composting Symposium. Halifax, Canadá. 67 p.
- RESTREPO, J. 1996. Abonos orgánicos fermentados. Experiencias de agricultores en Centro América y Brasil. OIT-CEDECO. 49 p.
- Robertson, FA.; Morgan, WC. 1995. Mineralization of C and N in Organic Materials as Affected by Duration of Composting. ????
- Rodríguez, G. y Paniagua, J. J. 1994. Horticultura Orgánica: una guía basada en la experiencia en Laguna de Alfaro Ruíz, Costa Rica. Fundación Güilombé. 76 p.
- Rynk, R. 1992. On-farm composting handbook. Northeast Regional Agricultural Engineering Service. Cooperative Extension. New York, USA. 186 p.
- Salas, E., y Ramírez, C. 1999. Bioensayo microbiano para estimar los nutrientes disponibles en los abonos orgánicos: calibración de campo. Congreso Agronómico Nacional. In: Memoria: Recursos Naturales y Producción Animal. III Congreso Nacional de Suelos. Vol. III. 71 pp.
- Siles, J. 1998. El manejo de desecho de broza con lombrices californianas. Tesis para optar el grado de Maestría. CATIE.
- Sasaki, S. , Alvarado, A., y Li Kam, A. 1994. Curso Básico de agricultura orgánica. Proyecto de Agricultura Orgánica, UCR-JOCV. 30 p.

Soto, G. 2001. Abono orgánicos: producción y uso de compost. In: Meléndez, G., y Molina, E. Fertilidad de Suelos y Manejo de la Nutrición de Cultivos en Costa Rica. Universidad de Costa Rica. Agosto, 2001.

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.

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.

Vandevivere, P., y Ramírez, C. 1995. Control de calidad de abonos orgánicos por medio de bioensayos. In: GARCIA, J., y NAJERA, J. MEMORIA. Simposio Centroamericano de Agricultura Orgánica. UNED, Costa Rica. 121-140 p.

Uribe, H; Salazar, AJN. 1959. La pulpa del café es un excelente abono. *Avances técnicos Cenicafé* 111 : 1-4.

Wolf, R. (ed). 1977. *Organic Farming: Yesterday's and tomorrow's agriculture*. Rodale Press, Emmanus, Pa.

# **RESIDUOS ORGÁNICOS Y MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO**

---

**Gloria Meléndez**  
**Centro de Investigaciones Agronómicas**  
**Universidad de Costa Rica**

El uso y aplicación de materia orgánica en agricultura es milenaria, sin embargo paulatinamente fue experimentando un decrecimiento considerable, probablemente a causa de la introducción de los fertilizantes químicos que producían mayores cosechas a menor costo. Sin embargo, durante los últimos años se ha observado un creciente interés sobre la materia orgánica, habiendo experimentado su mercado un gran auge ligado al tema de los residuos orgánicos que encuentran así, una aplicación y el desarrollo de nuevas tecnologías (Terralia, 1998).

Los residuos orgánicos sin descomponer están formados por: hidratos de carbono simples y complejos, compuestos nitrogenados, lípidos, ácidos orgánicos (cítrico, fumárico, málico, malónico, succínico); polímeros y compuestos fenólicos (ligninas, taninos, etc.) y elementos minerales. Todos estos componentes de la materia viva sufren una serie de transformaciones que originan lo que conocemos como materia orgánica propiamente dicha. En el suelo coinciden los materiales orgánicos frescos, las sustancias en proceso de descomposición (hidratos de carbono, etc.) y los productos resultantes del proceso de humificación. Todos ellos forman la materia orgánica del suelo.

## **ORIGEN Y COMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO**

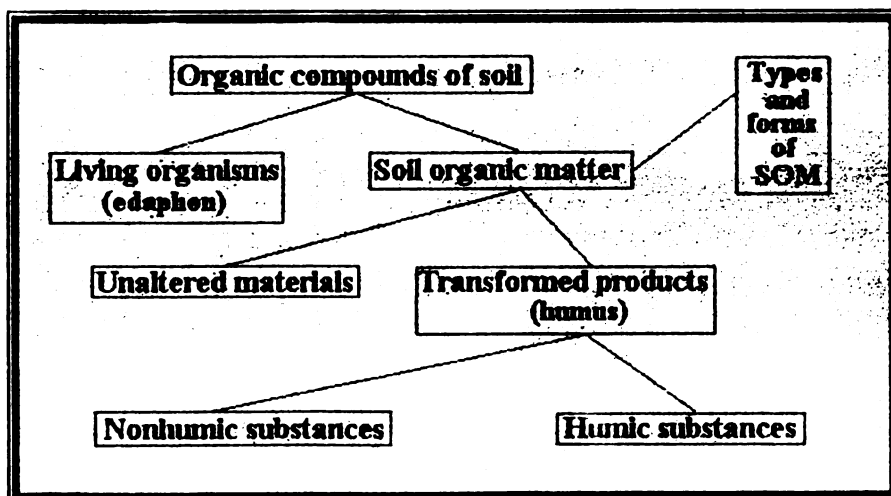
El suelo recibe una gran cantidad de restos orgánicos de distinto origen, entre éstos, restos de las plantas superiores que llegan al suelo de dos maneras: se depositan en la superficie (hojas, ramas, flores, frutos) o quedan directamente en la masa del suelo (raíces al morir). Otras dos fuentes importantes son el plasma microbiano y los restos de la fauna habitante del suelo.

Basándose en lo anterior, se considera a la materia orgánica del suelo (MOS) como un continuo de compuestos heterogéneos con base de carbono, que están formados por la

acumulación de materiales de origen animal y vegetal parcial o completamente descompuestos en continuo estado de descomposición, de sustancias sintetizadas microbiológicamente y/o químicamente, del conjunto de microorganismos vivos y muertos y de animales pequeños que aún faltan descomponer.

Inmediatamente después de la caída de los materiales al suelo y muchas veces antes, comienza un rápido proceso de transformación por parte de los macro y microorganismos que utilizan los residuos orgánicos como fuente de energía. El proceso de descomposición está acompañado de la liberación de  $\text{CO}_2$  y de los nutrientes contenidos en los residuos orgánicos.

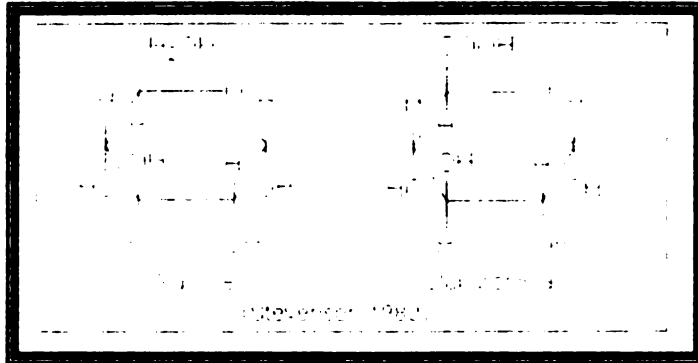
Del 75 – 90 % de los restos orgánicos están constituidos por agua. Una fracción pequeña de MOS está constituida por carbohidratos, aminoácidos, ácidos alifáticos, proteínas, grasas, etc., y en su mayor parte están formadas por las llamadas sustancias húmicas, que son una serie de compuestos de alto peso molecular. Estas sustancias húmicas han sido divididas grupos de acuerdo a su solubilidad en soluciones ácidas y básicas concentradas: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, huminas. Los ácidos húmicos son moléculas más grandes y complejas que los ácidos fúlvicos, además presentan contenidos más altos de N, pero menor de grupos funcionales.



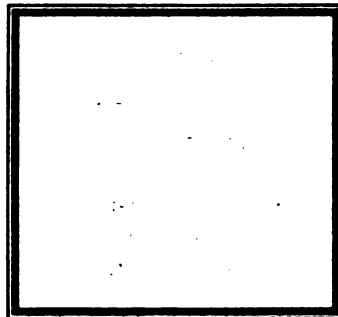
**Carbohidratos:** Se consideran a los monosacáridos, oligosacáridos y polisacáridos, siendo la celulosa uno de los principales carbohidratos. Son de gran importancia porque ayudan a enlazar partículas inorgánicas, participan en la formación de complejos, estimulan la



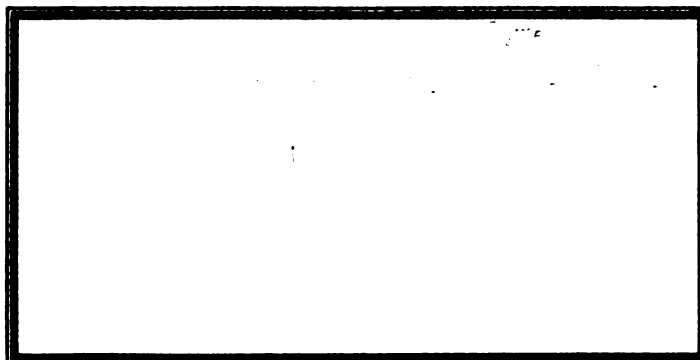
germinación de las semillas y la elongación de las raíces, afectan la capacidad de intercambio catiónico, la retención de iones y la actividad biológica.



**Los amino ácidos:** Son la base de las proteínas. La polimerización de ellos conlleva a la formación de dipéptidos y tripéptidos. Existen muchos factores que influyen la presencia de los amino ácidos en los suelos como: condiciones de humedad, tipo de planta, estado de crecimiento, adición de residuos orgánicos, prácticas culturales.



**Grasas, ceras y resinas:** Las grasas son sustancias de reserva que se acumulan en diferentes órganos de las plantas especialmente en las semillas y derivan de la glicerina esterificada.



**Ligninas:** Derivan del fenilpropano sustituido. Actualmente se aceptan dos estructuras básicas del fenol en las ligninas de acuerdo a la existencia de uno o dos radicales  $-OCH_3$ . Las ligninas son componentes básicos de los tejidos leñosos y constituye el sostén de las plantas.

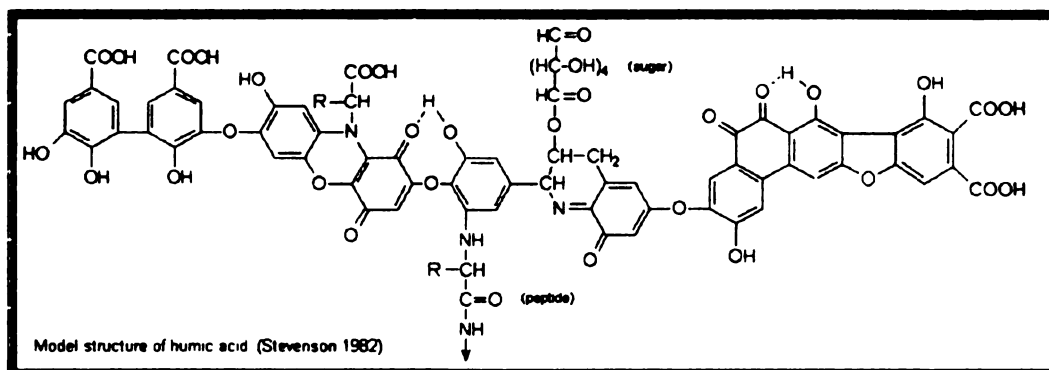
### **Sustancias húmicas del suelo**

Las sustancias húmicas constituyen el complejo de compuestos orgánicos de color marrón, pardo y amarillo que se extrae por soluciones de álcalis, sales neutras y disolventes orgánicos (Kononova, 1983). La mayor parte de las sustancias húmicas se encuentran unidas de distintas formas con la parte mineral del suelo, quedando sólo una pequeña fracción en estado libre, por tanto para pasar a estado soluble es preciso destruir esta unión.

### **Acidos Húmicos**

En el grupo de los ácidos húmicos están englobados las materias que se extraen del suelo por distintos disolventes ( $NaOH$ ,  $KOH$ ,  $NH_4OH$ ,  $Na_2HCO_3$ ,  $Na_4P_2O_7$ ,  $NaF$ , oxalato sódico y otros), y que al acidificarse con ácidos minerales se precipitan de las soluciones obtenidas en forma de un gel oscuro. A pesar de la diversidad de los ácidos húmicos en los distintos suelos, turbas, restos vegetales en descomposición, éstos conservan sus principios de estructura muy semejantes. Los grupos característicos de los ácidos húmicos son los carboxilos e hidroxilos fenólicos, cuyo hidrógeno es susceptible a las reacciones de sustitución..

Los ácidos húmicos son ácidos polibásicos de débil disociación que tienen el punto de equivalencia cerca de un pH de 8,0-9,0, como indica el carácter de las curvas que se obtiene en la valoración potenciométrica. A parte de los grupos carboxílicos, fenólicos y alcohólicos, hay en los ácidos húmicos grupos metoxílicos  $OCH_3$ , cuya cantidad en los distintos representantes es oscilante. Se ha constatado que el contenido de los grupos metoxilos es mayor en los representantes menos maduros (6-8%) menor en los ácidos húmicos ya formados (1-2%)



## Acidos Fúlvicos

Los ácidos fúlvicos se distinguen de los ácidos húmicos por su coloración más clara, por el contenido relativamente bajo en carbono (menos del 55%) y por su buena solubilidad en agua, alcohol, álcalis y ácidos minerales.

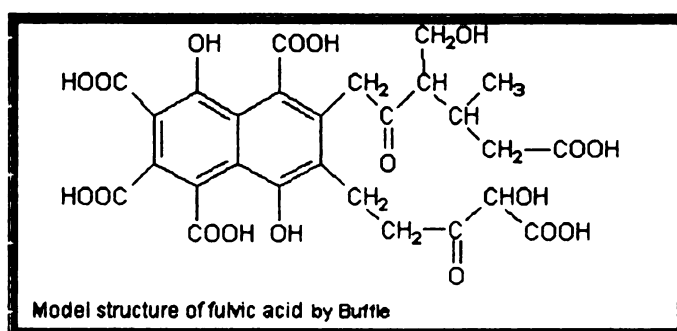
Los fulvoácidos pertenecen al grupo de los ácidos hidroxicarboxílicos y en la hidrólisis ácida forman sustancias reductoras y furfural. Tienen alta capacidad de cambio (hasta 700 meq por 100 g de sustancia). Actúan destructivamente sobre los minerales, son propensos a formar complejos  $R_2O_3$ , que poseen gran movilidad.

Por tanto parece ser que ya no existen dudas sobre los ácidos fúlvicos como grupos independientes de materias húmicas con propiedades distintas a la de los ácidos húmicos. A parte de los ácidos fúlvicos propiamente dicho se han descubierto hidratos de carbono, glucósidos, sustancias de naturaleza fenólica ácidos urónicos y ácidos orgánicos nitrogenados. Datos obtenidos de espectroscopía infrarroja, dan testimonio de la presencia de elementos de naturaleza aromática en los ácidos fúlvicos. Sobre la baja aromatización de los ácidos fúlvicos hablan los datos de la composición elemental en el cual el porcentaje de carbono es significativamente más bajo y el de hidrógeno supera el de los ácidos húmicos

Los ácidos fúlvicos al igual que los húmicos, contienen nitrógeno. Bremmer (1954) al hidrolizarlos con HCl 6N, encontró que el 20-30% de su nitrógeno pasa a la solución, en la que descubrió diversidad de aminoácidos, este nitrógeno presenta gran movilidad..

Los ácidos fúlvicos poseen en esencia unidades estructurales similares a la de los ácidos húmicos, se caracterizan por la presencia de una fracción nuclear poco pronunciada con predominio de cadenas laterales, por esto se les considera los representantes menos maduros del grupo de las sustancias húmicas.

Las propiedades comunes de los ácidos húmicos y fúlvicos son la falta de homogeneidad y posibilidad de separación en una serie de fracciones por distintos procedimientos (mediante precipitación fraccionada por ácidos y soluciones buffer, métodos de ultracentrifugación, electroforesis y cromatografía).



### Acidos himatomelánicos

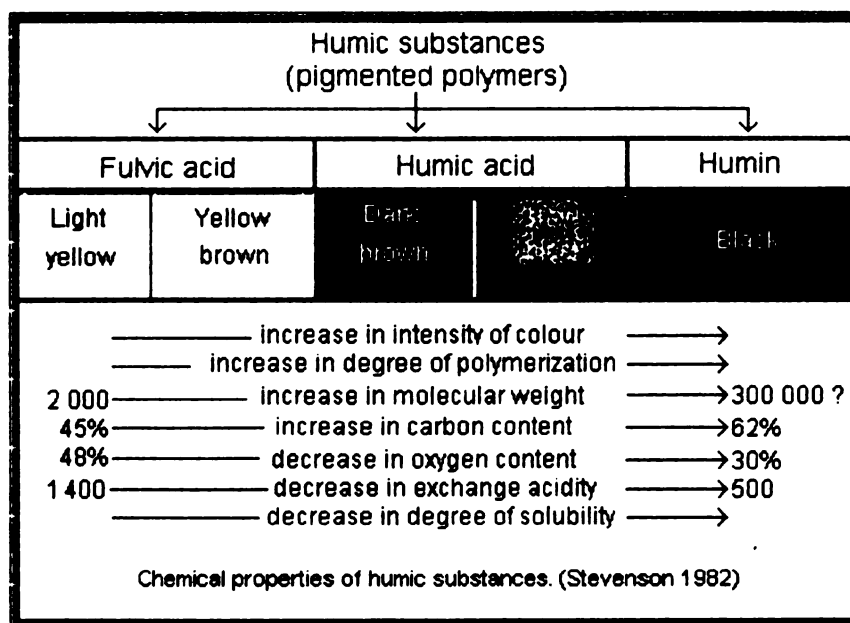
No son un grupo independiente de sustancias húmicas, sino es la fracción soluble en alcohol de los ácidos húmicos. Por tanto el tema del humus en el suelo tiene muchos puntos confusos. Los materiales existentes permiten trazar únicamente los principios generales de las estructuras de las materias, sin embargo, es un problema extraordinariamente importante establecer las peculiaridades de su estructura, determinadas por las condiciones concretas del suelo

### Huminas

Bajo el término de huminas se engloba el grupo de sustancias que no se extraen con soluciones alcalinas. Hay múltiples investigaciones sobre las huminas en el suelo, han demostrado que si el residuo de suelo, después de la extracción de los ácidos húmicos solubles en álcali, se trata con  $H_2SO_4$ ,  $HNO_3$ , o  $HF$ , para romper los enlaces de las

sustancias húmicas con silicatos, después de este residuo que contiene huminas, al tratar con soluciones alcalinas se extraen de nuevo ácidos húmicos.

Las huminas del suelo representan en sí ácidos húmicos, en general muy próximos a los ácidos húmicos extraídos del suelo y la pérdida de su capacidad para disolverse en álcali se así como por la firmeza de su unión por la parte mineral del suelo. Sin embargo, no en todos los casos el grupo de las sustancias orgánicas denominadas huminas están representadas por los ácidos húmicos. Así en suelos turbosos, éstos pueden contener gran mezcla de restos vegetales que no están del todo humificados.



### Importancia de las sustancias húmicas

- ☞ Presentan un gran potencial en agricultura.
- ☞ Son tradicionalmente consideradas como fuente de nutrimentos en formas de liberación retardada, y como una reserva de coloides orgánicos que interviene en los procesos de retención hídrica de los suelos.
- ☞ Aplicados al suelo pueden mejorar el balance nutricional, especialmente el aprovechamiento de fósforo y microelementos.

- ☞ La aplicación foliar ayuda de una manera muy veloz en la corrección de las deficiencias nutricionales en las plantas, reducción de fertilizantes a aplicar, un aumento en el volumen de las raíces con más pelos absorbentes y sobre todo un retorno económico muy aceptable.

## **EFFECTOS BENÉFICOS DE LA MATERIA ORGÁNICA**

Los científicos agrícolas han reconocido los beneficios de la MOS para la productividad de los cultivos. Esos beneficios han sido sujeto de controversia por mucho tiempo y algunos se mantienen actualmente. Muchos de estos beneficios de la MOS han sido bien documentados, pero algunos efectos están íntimamente asociados con otros factores del suelo que es difícil atribuirle solo a la materia orgánica. Otro de los inconvenientes están ligados a la falta de precisiones para definir específicamente las varias fracciones dentro de la MOS.

El efecto benéfico de la MOS sobre la fertilidad de los suelos especialmente sobre aquellos altamente meteorizados es de una importancia dramática con relación a sus contenidos, pues está demostrado que incrementos mínimos benefician simultáneamente las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Aunque la interacción de estas tres propiedades dificulta la cuantificación del efecto benéfico de la MOS, para complicar aún más la situación es muy factible que los distintos componentes de la MOS estén afectando simultáneamente y en forma distinta la dinámica, las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

Aunque no se conoce a ciencia cierta la naturaleza de los procesos implicados ni las fracciones de MOS que afectan las propiedades del suelo, es claro que ésta presenta efectos benéficos con los siguientes:

- ☞ Es fuente importante de micro y macronutrientes especialmente N, P, Y S, siendo particularmente importante el P orgánico en los suelos ácidos.
- ☞ Ayuda a la estabilización de la acidez del suelo.
- ☞ Actúa como agente quelatante del aluminio.

- ☞ Actúa como quelatante de micronutrientes previniendo su lixiviación y evita la toxicidad de los mismos.
- ☞ Regula los fenómenos de adsorción especialmente la inactivación de plaguicidas.
- ☞ Mejora la capacidad de intercambio del suelo.
- ☞ Mejora la cohesión y estabilidad de los agregados del suelo.
- ☞ Disminuye la densidad aparente.
- ☞ Aumenta la capacidad del suelo para retener agua.
- ☞ Es fuente energética de los microorganismos especialmente por sus compuestos de carbono.
- ☞ Estimula el desarrollo radicular y la actividad de los macro y microorganismos del suelo.

## **MINERALIZACIÓN DE NUTRIMENTOS DE LA MATERIA ORGÁNICA**

Una de las contribuciones más importante de la materia orgánica a la fertilidad de suelo es su capacidad de suplir nutrimentos, especialmente nitrógeno, fósforo, y azufre. Los nutrimentos son secuestrados en y liberados de la materia orgánica por 2 procesos distintos: biológicos (N, P, S) y químicos (Ca, Mg, K).

Para un mejor entendimiento de estos procesos es necesario mencionar conceptos como mineralización e inmovilización. La mineralización incluye un conjunto de procesos por medio de las cuales, el N, P, entre otros en combinación con la materia orgánica son transformados a moléculas inorgánicas de constitución más simple.

### **Calcio, Magnesio, Potasio**

La materia orgánica es anfotérica (tiene cargas  $p$  positivas y negativas) y su carga depende de pH y generalmente es netamente negativa, por eso, el Ca, Mg, y K están ligados electrostáticamente a la materia orgánica del suelo. La cantidad potencial de cargas negativas es alta, pero muchos sitios están bloqueados por interacciones con Al y Fe o cambios con pH. Sin embargo, la MOS puede contribuir significativamente al CIC de suelos meteorizados. Aparte de las interacciones directas con los nutrimentos catiónicos, la MOS puede acomplejar con Al y Fe, así reduciendo la fijación de P.

## Nitrógeno, Fósforo y Azufre

Generalmente más del 95% del N y entre el 20-75% del fósforo están en la materia orgánica. El contenido de fósforo es similar a azufre, pero más variable debido a cierta independencia de su ciclo relativo al carbono, nitrógeno y azufre.

La dinámica del nitrógeno, fósforo y azufre en la materia orgánica es el resultado de múltiples e importantes mecanismos y procesos donde:

La biomasa microbiana actúa como sumidero y fuente importante de nutrientes;

El proceso de descomposición es a la vez un proceso de síntesis microbiana

La mineralización y inmovilización ocurren simultáneamente.

Una fracción de la materia orgánica y los nutrientes reciclan rápidamente; otros componentes reciclan lentamente.

Existen subprocesos que interactúan con los anteriores, como la diversidad de organismos, sustratos heterogéneos, y muchos factores ambientales. Los factores ambientales que afectan la mineralización son los mismos que afectan la MOS: la química y mineralogía del suelo, el manejo de suelo y vegetación, y el clima. Así mismo la descomposición de residuos y el reciclaje de C, N, y P de la MOS está relacionada con la temperatura y humedad (que afectan la actividad microbiana) y la calidad del material.

Puesto que la concentración de N y P en los residuos orgánicos es usualmente menor que en el tejido microbiano, los microbios respiran  $\text{CO}_2$  y retienen N y P (los inmovilizan). Entonces el contenido total del N en un sustrato puede aumentar durante la fase inicial de descomposición (se inmoviliza) hasta que la relación C/nutriente es adecuada para permitir la liberación del nutrientes. En cambio, la inmovilización de Mg y K es menos significativa pues usualmente estos elementos están disponibles en exceso.

Cuando los microbios se mueren o cuando la relación C/nutriente es menor que la necesitada o cuando los nutrientes están excretados, hay liberación (mineralización) de los nutrientes. Ocurre cuando la C/N es  $< 25$ , o la C/P  $< 150-200$  (pero hay mucho



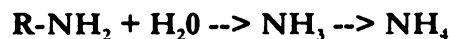
variabilidad). La liberación aumenta con depredación de los microbios por la fauna del suelo.

La biomasa microbiana representa de un 1-5% del C y N y hasta 19% del P orgánico. Actúa como fuente y sumidero. Su importancia está en su reciclaje rápido. Combinado con los residuos estructurales, cuenta por la mayoría del N potencialmente mineralizable. El tamaño de este pool depende del clima y cantidad de residuos, y las otras fracciones de la MOS. La biomasa usualmente está limitada por C; su tamaño decrece conforme se pierde materia orgánica.

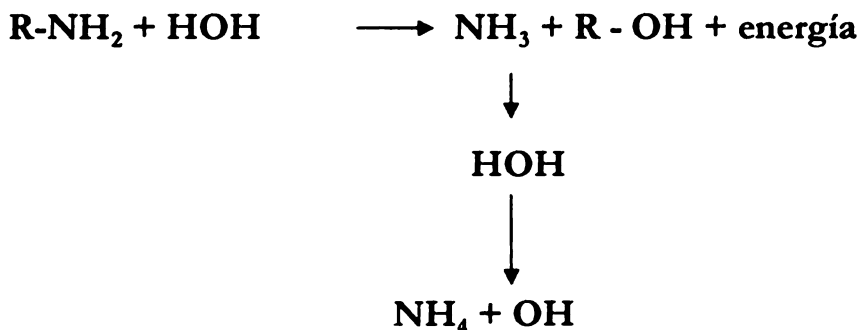
## El Nitrógeno

La mineralización del nitrógeno orgánico se lleva a cabo por medio de tres reacciones:

**Aminización:** Transformación de proteínas en amidas, es decir el rompimiento de aminoácidos y la consecuente producción de amonio. Este proceso ocurre de acuerdo a la siguiente reacción:



**Amonificación:** Transformación de amidas en amonio



**Nitrificación:** Parte del N amoniacal es transformado a la forma de NO<sub>3</sub> por medio de una reacción que se desarrolla en dos etapas. La primera etapa es la transformación de NH<sub>4</sub> a nitrito (NO<sub>2</sub>) y posteriormente se lleva a cabo la conversión de NO<sub>2</sub> a NO<sub>3</sub>:



En general la mineralización depende de la relación C/N, y donde el  $\text{NH}_4$  producido puede sufrir inmovilización microbiana, absorción por las plantas, intercambio catiónico de suelo, lixiviación, o conversión a  $\text{NO}_3$ . La inmovilización es usualmente lo más importante (depende de la C/N). El  $\text{NH}_4$  en los sitios de intercambio (10-20 kg/ha) se recicla rápidamente; pero si el  $\text{NH}_4$  es abundante se nitrifica. Por otro lado, en muchos casos el  $\text{NO}_3$  aumenta con la disturbación en el suelo y puede ser mayor que absorción por plantas o microbios; depende de la disponibilidad de N y C. Los  $\text{NO}_3$  son muy móviles y susceptibles a lixiviación.

Paralelamente la adición de residuos orgánicos está acompañada de un incremento en la población microbiana, estas poblaciones requieren nitrógeno para hacer posible el crecimiento de la biomasa microbial. Al tomar el N necesario para su crecimiento, la flora microbiana baja los niveles de  $\text{NO}_3$  y  $\text{NH}_4$  disminuyendo la disponibilidad de N para los organismos nitrificantes y para las plantas, esto se conoce como inmovilización.

Otro proceso que puede ocurrir es desnitrificación, que es la reducción enzimática del  $\text{NO}_3$  de acuerdo con la siguiente reacción:



Esta cadena de reacciones reductivas toma lugar en condiciones anaeróbicas donde los microorganismos utilizan los sustratos como aceptores de electrones. Los gases producidos como  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{N}_2$  son perdidos, resultando esto en disminuciones del contenido de nitrógeno mineral.

## **El Fósforo**

El fosfato ( $\text{PO}_4$ ) es la forma de interés. La mayor variabilidad en la C/P de la materia orgánica implica patrones de mineralización diferentes que N. En los residuos orgánicos o en la materia orgánica el P existe como C-O-P vs. C-N, entonces la mineralización de P puede ocurrir con la mineralización de C, pero también puede estar controlada por la demanda de las plantas. En el primer caso, la mineralización de elementos ligados covalentemente al C está controlada por los factores que controlan el uso de sustratos utilizados por energía; en el segundo caso, por la disponibilidad de P en el suelo y la demanda por la planta.

La mineralización de P inicia cuando la C/P es  $< 200$  y a través de 4 procesos:

- Absorción por plantas o microbios;
- Adsorción en los sitios de intercambio aniónicos,
- Precipitación con Al, Fe, o Ca;
- Lixiviación.

## **La sincronía**

Los sistemas naturales conservan nutrientes y tienen pérdidas pequeñas, pero frecuentemente las pérdidas de los sistemas agrícolas son grandes. Para aumentar la productividad tiene que conservar nutrientes existentes o aplicar insumos de bajo costo.

La sincronía ocurre cuando la liberación del nutriente es similar a lo requerido por la planta tanto en espacio como en el tiempo. Se aplica el concepto a los ciclos de N, P, y S, donde un manejo adecuado puede aumentar (mineralización) o inhibir (inmovilización) la cantidad de nutriente disponible a la planta. Los procesos más importantes para N son: mineralización-inmovilización, desnitrificación, lixiviación, y volatilización; para P son: mineralización-inmovilización y lixiviación.

La falta de sincronía ocurre cuando un nutriente está liberado durante periodos de poca demanda por la planta, cuando la tasa de liberación es mayor que la absorción, o cuando la

liberación es menor que la demanda. Afortunadamente se puede promover la sincronía entre la demanda por y disponibilidad de los nutrientes, manipulando la demanda por las plantas (tipo de cultivo, fecha de siembra, cultivos múltiples) y/o controlando la cantidad y calidad y tiempo de adicionar los insumos orgánicos.

Para reducir la posibilidad de pérdidas, la mineralización debe estar en sincronía con la demanda de la planta. Existe una jerarquía de controles: clima (humedad y temperatura) y suelo (textura, mineralogía, acidez, otros nutrientes) calidad y cantidad de residuos, organismos; el drenaje y capacidad de retención de agua afecta  $\text{NO}_3$ ; la mineralogía y textura afectan la absorción de P.

### **Manejo para mejorar la sincronía**

En el uso de residuos orgánico, el manejo de la sincronía es clave para la sostenibilidad de los agroecosistemas, siendo importante tener algunas consideraciones:

**Planta:** Tipo de cultivo, sistema radicular, demanda, plantas que modifican los patrones de liberación de nutrientes.

**Manejo de fertilizantes:** Liberación controlada o lenta, aplicaciones divididas, inhibidores de nitrificación, mezclas de abonos orgánicos e inorgánicos.

**Insumos orgánicos:** Usos de residuos de cultivos, abonos verdes, boñiga, compost, desechos)

## **INDICADORES Y MEDICIONES DE MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO**

Aunque se reconocen los múltiples beneficios de la MOS, el papel que juega cada una de las fracciones de la materia orgánica en la fertilidad de los suelos es difícil esclarecer. En los últimos años se han venido desarrollando muchos modelos conceptuales y matemáticos para describir los procesos de formación y las tasas de reciclaje de las diferentes clases de la MOS (Smith, 1979; Paul and Van Veen et al. , 1984; Theng et al. , 1986; Parton et al. , 1987).

Estos avances conceptuales y metodológicos han abierto líneas nuevas y promisorias de investigación relacionadas con el manejo de insumos orgánicos y la materia orgánica del suelo (Coleman et al. , 1989). Un concepto clave relacionado a estos avances es que tipos o fracciones diferentes de materia orgánica existen en el suelo y que se pueden manejar estas fracciones a través del manipuleo de las cantidades, tipos, y el ambiente físico de los insumos orgánicos adicionados al sistema (Duxbury et al. , 1989). Bajo este concepto, no toda la materia orgánica es la misma y si queremos manejarla, tenemos que prestar más atención a la dinámica de las fracciones más lábiles.

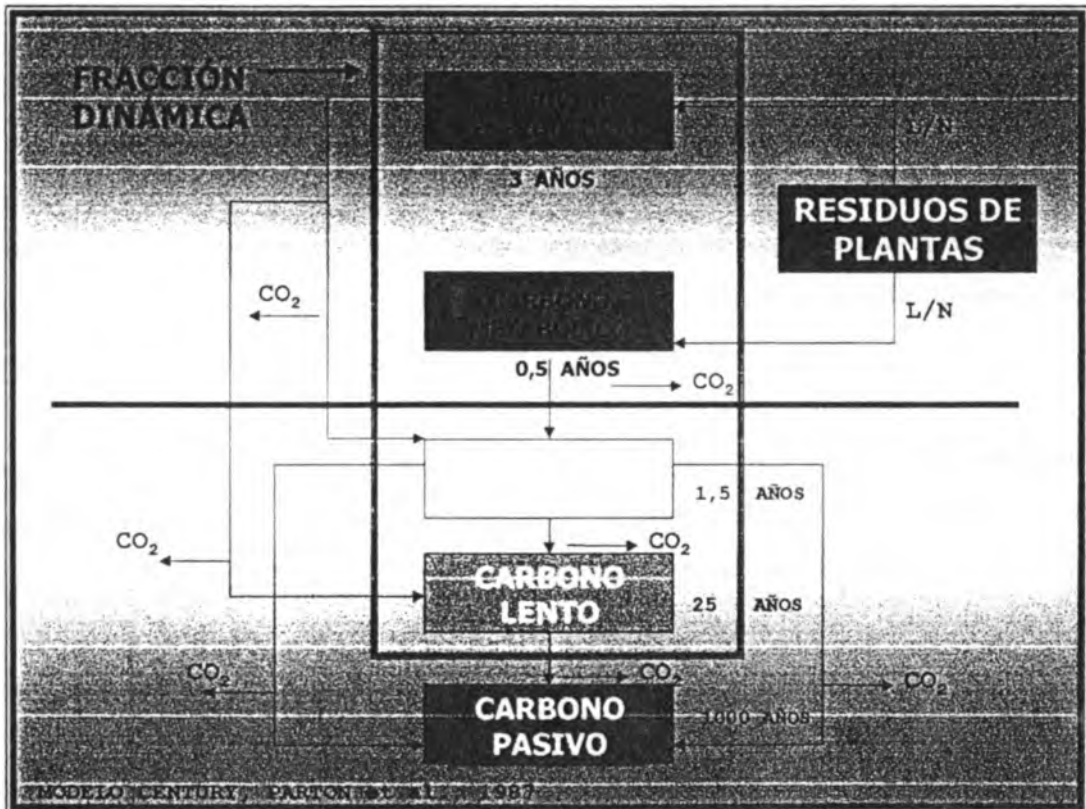
Según los modelos conceptuales (véase Jenkinson y Rayner, 1977; Jenkinson et al. , 1987; Parton et al. , 1988; 1989; Van Veen and Paul, 1981) la materia orgánica se divide en tres fracciones: Activa, lenta y pasiva con tasas de reciclaje de < 1 año, 5 – 25 años, y 1000 años, respectivamente. La fracción activa cuenta alrededor de 5 – 10%, la lenta de 20 – 40%, y la pasiva de 40 – 70% de la materia orgánica total del suelo (Duxbury et al. , 1989; Parton et al. , 1987).

Teóricamente, las diferencias en las tasas de reciclaje entre estas fracciones son debido a la naturaleza química de los compuestos orgánicos y su asociación con las partículas del suelo. **La fracción activa** incluye la biomasa microbiana y las sustancias fácilmente descompuestas (como exudados) que provienen de las plantas y microbios; **la fracción lenta** incluye residuos orgánicos químicamente complejos o medio descompuestos que se encuentran disponible a los microorganismos (usualmente existen entre los macroagregados del suelo) y que aún no es considerada como humus; y **la fracción pasiva** incluye los compuestos químicos complejos que son difícilmente descompuestos y/o existen dentro de los microagregados y consecuentemente no son físicamente disponibles a los microorganismos (Duxbury et al. , 1989).

En el esquema, podemos ver por qué la medición tradicional de la materia orgánica total no es muy útil para entender o manejar la materia orgánica, debido:

- 1) que la mayoría de la materia orgánica existe en la fracción pasiva (o sea, por varias razones no es muy susceptible a la descomposición), la cual no responde o responde lentamente al manejo, y,

2) como resultado del tamaño relativamente grande de esta fracción, esconden los cambios que ocurren en las fracciones, más pequeñas, más activas, y más importantes para la fertilidad. Puesto que pocas veces se han medido los efectos del manejo sobre las fracciones lábiles y su relación con la sostenibilidad, la productividad, y la conservación del suelo, no se ha logrado el entendimiento profundo o una concepción clara sobre la dinámica de la materia orgánica.



Históricamente, ha sido difícil medir estas fracciones operativamente, pues la materia orgánica consiste en un continuo de compuestos y no como fracciones discretas (Stevenson y Elliott, 1989). Sin embargo, el desarrollo reciente de algunas metodologías promisorias no permiten aproximar estas fracciones en la manera siguiente (Duxbury et al., 1989; Cambardella y Elliott, 1992):

Fracción conceptual	Fracción medida
Activa	Biomasa microbiana.
Lenta	Macromateria orgánica (partículas > 53 $\mu\text{m}$ ).
Pasiva	Por diferencia entre la materia orgánica total y las fracciones activa y lenta.

La biomasa microbiana es un componente vivo de la MOS, que constituye una fuente y salida de nutrientes para las plantas especialmente N y P y es el principal mediador en el ciclaje de carbono (Marumoto et al., 1986, Jenkinson y Ladd, 1981). Ayuda a disminuir pérdidas de nutrientes por lixiviación, por medio de la retención temporal o inmovilización que hacen los microorganismos a través de su biomasa (Cattellan y Vidoor, 1990). Libera nutrientes a través de los procesos de descomposición y mineralización (Powlson et al., 1987). La biomasa microbiana es un indicador sensible y rápido de los cambios de la MOS bajo diferentes prácticas de manejo.

La macromateria orgánica del suelo (MMO). La fracción ligera o MMO del suelo parecen ser las fracciones de MOS que más decaen como resultado del cultivo de los suelos, ya que se vuelven más susceptibles al ataque microbial (Cambardella y Elliot, 1992). Estas fracciones parecen estar involucradas en el amortiguamiento de los nutrientes y en el mantenimiento de la agregación del suelo, por lo tanto su pérdida resulta en la disminución de estas propiedades (Tiessen y Stewart, 1983, Balesdent et al., 1988, Cambardella y Elliot, 1992<sup>a</sup>).

La fracción de MMO está definida como la fracción del tamaño de arena (>53  $\mu\text{m}$ ) de la materia orgánica, está compuesta principalmente de fragmentos de raíces y otros residuos vegetales que varían en su estado de descomposición y una relación C:N alrededor de 20. La fracción obtenida simula aproximadamente las características de la fracción de materia orgánica llamada lenta (Parton et al., 1987), descomponible (van Veen y Paul, 1981) o estabilizada (Paul, 1984).

Muchos estudios han demostrado cambios significativos en los contenidos de las fracciones de MOS a través del tiempo, como una función del tipo o de la rotación de los cultivos, el

manejo de los residuos, labranza, prácticas de fertilización y otros factores agronómicas (Campbell et al., 1984). La cultivación de los suelos nativos usualmente disminuye la cantidad de adiciones orgánicas, cambia el microclima del suelo y aumenta el acceso de la MOS a los microorganismos, por lo tanto se reduce la MOS y la disponibilidad de los nutrimentos y la estabilidad estructural del suelo a largo plazo (van Veen et al., 1984). Por lo tanto es evidente que el tipo y manejo del agroecosistema afectan la cantidad y calidad de los residuos orgánicos producidos y el ambiente biofísico que regula los procesos de decomposición.

## **LA IMPORTANCIA DE LA MATERIA ORGÁNICA EN LOS AGROECOSISTEMAS**

El mantenimiento de la materia orgánica del suelo es un proceso clave relacionado con la sostenibilidad y productividad de los sistemas agrícolas, especialmente para los que están en suelos frágiles y manejados por agricultores de pocos recursos (Sánchez et al., 1989). Como se mencionó anteriormente, la importancia de la materia orgánica descansa en su contribución a la capacidad de intercambio catiónico del suelo y, por ende, en la retención de los nutrimentos, su función como una fuente importante de nitrógeno y fósforo, y su rol en el mantenimiento de la agregación, estructura física, y retención del agua del suelo (Allison, 1973).

Cambios en el medio ambiente del suelo pueden resultar en una disminución rápida de la materia orgánica, resultando especialmente en suelos meteorizados, en la disminución de la productividad. Además, su pérdida contribuye al enriquecimiento atmosférico del carbono y al efecto invernadero asociado con la conversión de los bosques tropicales a otras formas de uso (Houghton, et al., 1987; Dale et al., 1993). Puesto que los agricultores pobres tienen poco acceso a los insumos químicos que se requieren para matener la productividad de su terreno, el manejo adecuado de la materia orgánica adquiere suma importancia para la viabilidad continua de tales sistemas. Sin embargo, el conocimiento sobre cómo se pueden mantener o renovar los niveles de materia orgánica del suelo a través de la adición de insumos orgánicos es incompleto (Sánchez et al., 1989).



Durante las últimas dos décadas, muchas investigaciones han intentado desarrollar tecnologías simples en base del uso de la vegetación e insumos orgánicos para mejorar la productividad y sostenibilidad de los agroecosistemas. Estas tecnologías incluyeron el manejo de los residuos de los cultivos, abonos verdes, coberturas de leguminosas, y barbechos y forrajes mejorados, compost, etc. Se piensa que, en éstos u otros sistemas que usan residuos orgánicos, muchos de los beneficios derivados del uso de estos materiales son debido a su habilidad de mantener la materia orgánica y estructura física del suelo y promover el reciclaje de nutrientes, sin embargo, estas tecnologías no han sido evaluadas adecuadamente debido en gran medida a la falta de indicadores y metodologías apropiadas para cuantificar la dinámica de la materia orgánica (Stevenson y Elliott, 1989).

**LITERATURA REVISADA**

- Angers D.A. a. Pesant, and J. Vigneux. 1992. Early cropping induced changes in soil aggregation, organic matter, and microbial biomass. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:115-119.
- Anderson, D.W., S. Sagger, J.R. Bettany, and J.W.B. Stewart. 1981. Particle-size fractions and their use in studies of soil organic matter: I. The nature and distribution of forms of carbon, nitrogen, and sulfur. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:767-772.
- Balesdent, J., G.H. Wagnere and A. Mariotti. 1988. Soil organic matter turnover in long-term field experiments as revealed by carbon-13 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am.* 52:118-124.
- Beare M.H., M.L. Cabrera, P.F. Hendrix, and D.C. Coleman. 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional- and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:787-795.
- Beare M.H., P.F. Hendrix, and D.C. Coleman. 1994. Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional- and No-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:777-786.
- Bremner, J.M. 1965. Total nitrogen. In C.A. Black et al., (eds.) *Methods of Soil Analysis, Part 2. Agronomy* 9:1149-1178. Am. Soc. of Agon., Inc., Madison, Wis.
- Boone, R.D. 1994. Light-fraction soil organic matter: Origin and contribution to net nitrogen asociada al mineralization. *Soil Biology and Biochemistry.* 26 (11):1459-1468.
- Cambardella, C.A. and E. T. Elliott. 1992a. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Am. J.* 56:777-783.
- Cambardella, C.A. and E. T. Elliott. 1992a. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Am. J.* 56:777-783.
- Cambardella, C.A. and E. T. Elliott. 1992b. Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma* 56:449-457.
- Cambardella, C.A. and E.T. Elliott. 1993. Carbon and nitrogen distribution in aggregates of soil organic matter fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:1071-1076.
- Cambardella, C.A. and E.T. Elliott. 1994. Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:777-783.
- Campbell, C.A., K.E. Bowren, M. Schnitzer, R.P. Zentner. 1984. Effect of crop rotations and fertilization on soil organic matter and some biochemical properties of a thick Black Chernozem. *Can. J. Soil Sci.* 71:377-387.

- Carter M.R., D.A. Angers, and H.T. Kunelius. 1994. Soil structural form and stability, and organic matter under cool-season perennial grasses. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:1194-1199.
- Coleman, D.C. 1986. The role of microfloral and fauna interactions in affecting soil processes. *In* *Microflora and Faunal Interactions in Natural and Agro-ecosystems*. Eds.M.J. Mitchel, J.P. Nakas. Dordrecht, Netherlands. M.Nyhoff/Dr. W. Junk. Publishers. p. 317-348.
- Cresse Malcom S. 1995. *Soil Chemistry and its applications*
- Cristensen, B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density fractions. *Aust. J. Soil Res.* 24:301-309.
- Dormaar, J.F. 1983. Chemical properties and water-stable aggregate after sixty-seven years of cropping to spring wheat. *Plant and Soil.* 75:51-61.
- Duxbury, J.M., M.S. Smith, and J.W. Doran. 1989. Soil organic matter as a source and sink of plant nutrients. p. 33-67. *In* D.C. Coleman et al., (ed) *Tropical Soil Organic Matter*. Univ. of Hawaii Press Honolulu.
- Elliot, E.T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorous in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:627-633.
- Elliott, E.T., and C.A. Cambardella. 1991. Physical separation of soil organic matter. *Agric. Ecosyst. Environ.* 34:407-419.
- Elliot, E.T., C.A. Palm., Reuss, D. E. and Monz, C.A. 1991. Organic matter contained in soil aggregates from a tropical sequence: correction for sand and light fraction. *Agric. Ecosys. and Environ.* 34:443-451.
- Fassbender, H.W., E. Bornemisza. 1994. *Química de Suelos con Enfoque en Suelos de América Latina*. 2 ed., San José, Costa Rica, IICA. 420 p.
- Garwood, E.A., C.R. Clement, and T.E. Williams. 1972. Leys and soil organic matter. III. The Accumulation of Macro-organic Matter in the Soil Under Different Swards. *J. Agric. Sci. (Cambridge)* 78:333-341.
- Greenland, D.J. and G.W. Ford. 1964. Separation of partially humified organic materials from soils by ultrasonic dispersion. *Trans. 8th Int. Cong. Soil Sci.* II:137-147. Bucharest.
- Haas, H.J., C.E. Evans and E.F. Miles. 1957. Nitrogen and carbon changes in Great Plains soils as influenced by cropping and soil treatments. *Tech. Bull.* 1167, USDA, Washington, D.C.

- Hassink, J. 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and rates of C and mineralization. *Soil Biology and Biochemistry*. 26(9):1221-1231.
- Huang P.M. 1998. *Soils Chemistry and Ecosystem Health*.
- Janzen, H.H. 1987. Soil organic matter characteristics after long-term cropping to various spring wheat rotations. *Can J. Sci.* 67:845-856.
- Jenkinson, D.S. 1971. Studies on the decomposition of  $^{14}\text{C}$ -labelled organic matter in soil. *Soil Sc.* 11:64-70.
- Jenny, H. 1941. *Factors of soil formation*. McGraw-Hill, New York.
- Lee, K.E. and R.C. Foster. 1991. Soil fauna and soil structure. *Aust. J. Soil Res.* 29:745-775.
- Marshall C. E. 1977. *The Physical Chemistry and Mineralogy of Soils*
- McNeal B. and G.O'Connor. 1985. *Soil Chemistry*.
- Oades, J.M., and J.N. Ladd. 1977. Biochemical properties: Carbon and nitrogen metabolism. p. 127-162. *In* J.S. Russel and E.L. Greacen (eds.) *Soil Factors in Crop Production in a Semiarid Environment*. Univ. of Queensland Press, St. Lucia Queensland.
- Oades. J.M. 1989. An introduction to organic matter in sand mixed cultures. p. 89-153. *In* *Minerals in Soil Enviroments*. Dixon, J.B. and Weed, S.B. (eds.) *Soil Sci. Soc. Am.* Madison.
- Parmelee, R.W., M.H. Beare, W. Cheng, P.F. Hendrix, S.J. Rider, D.A. Crossley, Jr. and D.C. Coleman 1990. Earthworms and enchytraeids in conventional and no-tillage agroecosystems: A Biocide Approach to Assess their Role in Organic Matter Breakdown. *Biol. Fertil. Soils* 10:1-10..
- Parton, W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole, and D.S. Ojima, 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:1173-1179.
- Paton T. R. 1978. *The Formation of Soil Material*
- Paul, E.A. 1984. Dynamics of organic matter in soils. *Plant Soil* 76:275-285.
- Paul, E.A., and J.A. van Vee... 1978. The use of traces to determine the dynamic nature of organic matter. p. 65-102. *In* *Trans. Int. Congr. Soil Sci.*, 11th, Edmonton, Alberta. Vol3. Dep. of Soil Science, Univ. of Alberta, Edmonton.
- SAS Institute. 1988. *SAS/STAT user's guide*. Version 6,03 ed. SAS Inst., Cary, NC.
- Smith, O.L. 1979. An analytical model of decomposition of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 11:585-606.

- Sollins, P., G. Spycher, C.A. Glassman, C.A. 1984. Net mineralization from light- and heavy-fraction forest soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*. 16:31-37.
- Spycher, G., P. Sollins, and S. Rose. 1983. Carbon and nitrogen in the light fraction of a forest soil; vertical distribution and seasonal patterns. *Soil Sci.* 135:79-87.
- Stevenson, F.J. and E.T. Elliott. 1989. Methodologies for assessing the quality and quantity of soil organic matter. p. 173-199. In D.C. Coleman et al., (ed.) *Tropical soil organic matter*. Univ. of Hawaii Press, Honolulu.
- Tan, K.H. 1998. *Principles of soils, plants, and the environment*.
- Theng, B.K.G., K.R. Tate, P. Sollins. 1986. Constituents of organic matter in temperate and tropical soils. In *Dynamic of soil organic matter in tropical ecosystems*. Eds. D.C. Coleman, J.M. Oades, G. Uehara, Paia. Hawaii. Nifal Project, p.117-121.
- Tisdall, J.M. 1991. Fungal hyphae and structural stability of soil. *Aust. J. Soil Res.* 29:729-743.
- Tiessen, H. and J.W.B. Stewart. 1983. Particle-size fractions and their use studies of soil organic matter. II. Cultivation effects on organic matter composition in size fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:509-514.
- Turcheneck, L.W. and Oades, J.M. 1979. Fractionation of organo-mineral complexes by sedimentation and density techniques. *Geoderma* 21:311-343.
- van Veen, J.A., J.H. Ladd, and M.J. Frissel. 1984. Modelling C and N turnover through the microbial biomass in soil. *Plant Soil* 76:257-274.
- van Veen, J.A. and E.A. Paul. 1981. Organic carbon dynamics in grassland soils. 1. background information and computer simulation. *Can. J. Soil Sci.* 61:185-201.
- Wander M.M., S.J. Traina, B.R. Stinner, and S.E. Peters. 1994. Organic and Conventional Management Effects on Biologically Active Soil Organic Matter. *Soil Sci. Am. J.* 58:1130-1139.
- Yu T. R. 1997. *Chemistry of variable charge soils*
- Yúfera P., J.M. Carrasco. 1973. *Química Agrícola I. Suelos y Fertilizantes*

# ABONOS ORGÁNICOS: EL PROCESO DE COMPOSTAJE

---

**Gabriela Soto M.**

**Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)**

**[gabisoto@catie.ac.cr](mailto:gabisoto@catie.ac.cr)**

## **I. INTRODUCCIÓN**

Por muchos años los desechos de la agroindustria y los desechos orgánicos urbanos han sido depositados en ríos, basureros o enterrados ocasionando problemas en el ambiente y en la salud pública. No es sino hasta hace poco que empezamos a determinar el impacto contaminante de estos materiales, y comprender la capacidad finita de dilución que tienen nuestros ríos y el planeta en general. Esto ha conllevado a una búsqueda de nuevas alternativas de manejo de estos residuos.

Una de las opciones de manejo que más se están utilizando en el ámbito nacional e internacional es el compostaje, ya que se ha reconocido el valor nutricional y el potencial como mejorador de suelos de estos materiales.

En los últimos años, se ha dado una revalorización de la biología de suelos, como un componente importante en los sistemas de producción y se han empezado a utilizar prácticas de manejo al nivel de finca que permitan restablecer la vida del suelo. La adición de materia orgánica de una u otra forma, ya sea como coberturas vivas o coberturas secas, la adición de ácidos húmicos, la adición de materiales orgánicos frescos como la pulpa de café, la cachaza o gallinaza, y la adición de compost, son unas de las formas en las que se pretende restablecer la vida del suelo.

Estos materiales presentan las ventajas de favorecer la diversificación de la vida microbiana, a través de una mayor aireación y la diversificación de sustratos, dándole una mayor estabilidad al sistema suelo.

La razón por la que se desee compostear va a ser determinante en el sistema de compost que se quiera utilizar. En Estados Unidos, la producción de compost se ha enfocado en el

manejo de desechos y no en la producción de abonos para el mejoramiento de suelos. No es sino hasta fechas recientes (Toffey, 1998) que los productores de compost han reconocido el negocio potencial en la producción de compost para agricultura, especialmente horticultura y jardines. Por ejemplo en el estado de Filadelfia en Estados Unidos, de las 230,000 toneladas de biosólidos que se producen en plantas de tratamiento de aguas, una tercera parte es composteada a través de un sistema de pila de volteo, compost, que es vendido a los productores agrícolas (Toffey, 1998).

En Costa Rica, el uso de abonos orgánicos se inició especialmente entre los productores orgánicos del país, consecuentes con el principio fundamental que establece el mejoramiento de suelos como la base para el desarrollo de este sistema de producción (IFOAM, 1998). En la implementación y uso de los abonos en nuestro país, tuvo gran impacto la tecnología japonesa de producción de “bocashi” fomentada por el Ing. Shogo Sasaki del Servicio de Voluntarios Japoneses para la Cooperación con el Extranjero (JOCV). Esta tecnología ha sido ampliamente distribuida en el país por el Instituto Nacional de Aprendizaje (INA).

Otro factor que ha favorecido el desarrollo de la producción de abonos orgánicos del país ha sido la regulación en el manejo de los desechos del beneficiado del café que llevó a los beneficiadores a buscar opciones de manejo para la broza del café.

No ha sido sino hasta que los abonos orgánicos han sido popularizados por los productores orgánicos, que algunos productores convencionales han mostrado interés al reconocer sus ventajas al nivel de suelo y como una opción para el manejo de desechos. En este proceso se han generado confusiones en la terminología utilizada para denominar las diferentes formas de abonos orgánicos. En el presente documento se presentan definiciones de los diferentes abonos orgánicos y se comparan en sus características básicas, se discute el proceso bioquímico de compostaje y vermicompostaje, y se describen los contenidos nutricionales de las principales materias primas del país.

## II. DEFINICIONES

**1. ABONOS ORGÁNICOS:** se entiende por abono orgánico todo material de origen orgánico utilizado para fertilización de cultivos o como mejorador de suelos.

Se incluyen dentro de los abonos orgánicos materiales como la gallinaza, la broza del café, coberturas como el kudzú o *Arachis*, compost y ácidos húmicos.

**2. ABONOS PARA LA AGRICULTURA ORGÁNICA:** son aquellos abonos que se pueden utilizar en la agricultura orgánica. Su utilización está regulada por las normas internacionales de certificación. No todos los abonos orgánicos puede ser utilizados en agricultura orgánica, por ejemplo, el uso de excretas de animales totalmente estabulados está prohibido por la regulación europea (Ley 2092/91). Los ácidos húmicos permitidos son solo aquellos cuyo extractante haya sido KOH o NaOH (OMRI, 2001). Y por el contrario, enmiendas como el carbonato de calcio o fertilizantes como la roca fosfórica que aunque no son abonos orgánicos, son permitidos en agricultura orgánica (OMRI, 2001).

La recientemente publicada legislación de Agricultura Orgánica de los Estados Unidos (NOP 7 CFR, Parte 205), por primera vez definió las condiciones de compostaje requeridas para el manejo de excretas frescas, lo que restringe aún más el uso de abonos orgánicos permitidos para Agricultura Orgánica. Creando por supuesto en los productores la necesidad de conocer muy bien las normas y el mercado al que se va a dirigir su producto.

**3. COMPOST:** Proceso biológico controlado de transformación de la materia orgánica a humus a través de la descomposición aeróbica.

Se denomina **COMPOST** al producto resultante del proceso de compostaje.

Co-compostaje: proceso de compostaje de lodos urbanos junto con otros residuos orgánicos sólidos.

**4. BOCASHI:** Receta japonesa de producción de abono orgánico, de volteos frecuentes y temperaturas por debajo de los 45-50°C, hasta que la actividad microbiana disminuye al disminuir la humedad del material (Cuadro 1). Se considera un proceso de compostaje



incompleto. Algunos autores lo han considerado un abono orgánico “fermentado” (Restrepo, 1996), sin embargo es un proceso enteramente aeróbico.

El bocashi fue introducido en el país por técnicos japoneses y la mayoría de los productores practican la receta original: 1 saco de gallinaza, 1 sacos de granza, 2 sacos de tierra, 1 saco de semolina de arroz o salvado, 1 saco de carbón molido y 1 litro de melaza (Sasaki, et al, 1994), Sin embargo, dada las limitaciones para adquirir algunos de estos materiales, los agricultores han ido sustituyendo con ingredientes locales (Rodríguez y Paniagua, 1994). Por lo tanto, actualmente se llama “bocashi” al sistema de producción y no a la receta original.

Cuadro 1. Comparación entre el proceso de compostaje y “bocashi”.

Características	COMPOST	BOCASHI
Producto final	Sustancias húmicas	Materia orgánica en descomposición.
Temperaturas máximas	65-70°C	45-50 °C
Humedad	60% durante todo el proceso	Inicial 60%, desciende rápidamente.
Frecuencia de volteo	Regida por temperatura y CO <sub>2</sub>	Una o dos veces al día
Duración del proceso	De 1 a 2 meses	De 1 a 2 semanas

**5. VERMICOMPOST o LOMBRICOMPOST:** Proceso biológico de transformación de la materia orgánica a humus, a través de una descomposición aeróbica realizada principalmente por lombrices.

Se conoce como Lombricultura la biotecnología orientada a la utilización de la lombriz como una herramienta de trabajo para el reciclaje de todo tipo de materia orgánica (Bollo, 1999, Rink 1992).

**6. BIOFERTILIZANTES:** Fertilizantes que aumentan el contenido de nutrientes en el suelo o que aumentan la disponibilidad de los mismos. Entre estos el más conocido es el de bacterias fijadores de nitrógeno como *Rhizobium*, pero también se pueden incluir otros productos como micorrizas, fijadoras de nitrógeno no simbióticas, etc.

**7. BIOFERMENTOS:** fertilizantes en su mayoría para uso foliar, que se preparan a partir de fermentaciones de materiales orgánicos. En el país son de uso común los biofermentos a base de excretas de ganado vacuno, o biofermentos de frutas.

### III. EL PROCESO DE COMPOSTAJE

El proceso de compostaje es una descomposición predominantemente aeróbica, que se puede dividir en tres fases. Fase inicial de descomposición de los materiales más lábiles, tales como azúcares, proteínas, almidones y hemicelulosas (Fig. 3), son descompuestos más rápidamente. Luego una segunda fase de temperaturas más altas, donde se degradan los materiales más recalcitrantes como celulosa y la lignina, para pasar finalmente la fase de síntesis, donde se forman sustancias húmicas (Fig. 1).

La condensación de los fenoles junto con el amonio en el proceso de humificación es tal vez la fase más importante en el proceso de compostaje. Medidas de la tasa de humificación muestran que no se da un aumento en el contenido de ácido húmicos y fúlvicos durante los primeros 15 días. Posteriormente, hay un fuerte incremento en el contenido de ácidos húmicos, lo que cambia la relación de ácidos húmicos a fúlvicos de 0.3:1 a 10:1 (Paul y Clark, 1996).

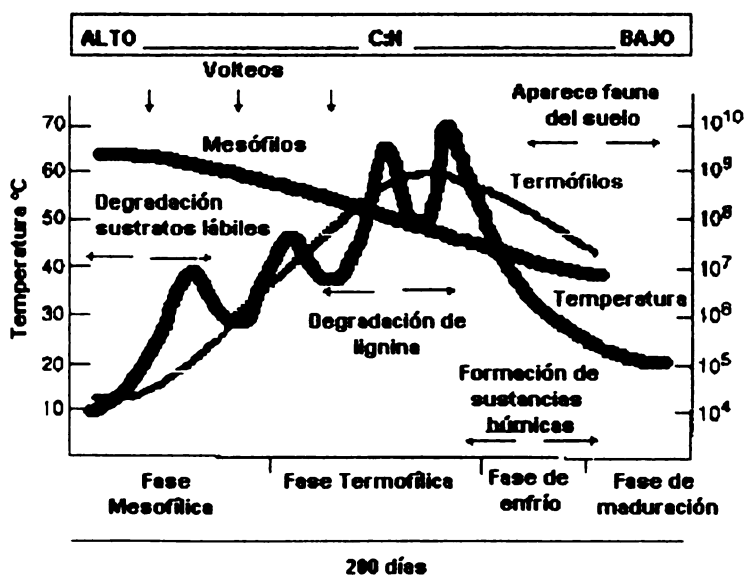


Fig. 1. El proceso de compostaje (tomado de Paul y Clark, 1996).

### a. pH

Normalmente en el proceso de compostaje se da una caída del pH en la fase inicial, debido a la liberación de ácidos orgánicos de la materia orgánica. Conforme el proceso de descomposición continua, estos ácidos orgánicos son descompuestos liberándose bases y altos contenidos de amoníaco que ayudan a elevar el pH. Blandon et al (1999) en compostaje de broza de café reportaron un incremento del pH desde 4.4 hasta 8.25 en el producto final. Estos incrementos puede llegar a niveles como el reportado en compost de desechos de banano, donde encontraron pH finales hasta de 12 (Cuadro 12).

### b. Humedad

El contenido de humedad durante el proceso de compostaje tiende a disminuir durante el proceso, dependiendo de la frecuencia de volteo y de las condiciones climáticas. Compost de broza de café bajo techo en la zona de Turrialba durante los meses de diciembre y enero, mostró un aumento en el contenido de humedad a pesar de una frecuencia de volteo cada dos días (Muñoz, Tesis de maestría, 2003). Esto se debe al alto contenido de humedad inicial de la broza y a las condiciones climáticas. Altas niveles de humedad limitan la buena oxigenación del proceso, y puede facilitar una mayor pérdida de nitrógeno, tanto por una pobre actividad microbiana aeróbica, como porque se crean condiciones de reducción que favorecen la desnitrificación.

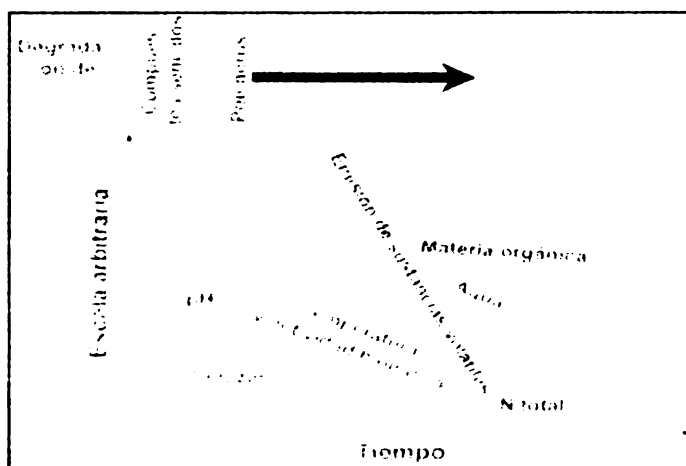


Fig. 2 Representación simplificada del proceso de compostaje: evolución de temperatura, actividad biológica, pH, contenido de agua, materia orgánica, N total, cenizas y volatilización de sustancias (tomado de Mustin 1987, y Day et al, 1998).

### c. Temperatura

La temperatura durante el proceso de compostaje se debe a la gran actividad microbiana en la mineralización de los materiales orgánicos. La temperatura del compostaje puede ser manejada según los objetivos del productor de abonos orgánicos. Temperaturas mayores de 55°C, maximizan la sanidad del proceso. Estas temperaturas son requisitos indispensables en el tratamiento de gallinaza para cumplir con la legislación de Costa Rica (Ley N° 291145-MAG-S-MINAE) y para el tratamiento de todas las excretas animales frescas para cumplir con la normativa de Estados Unidos NOP (7 CFR Parte 205). Pero no son indispensables en ningún caso para el compostaje de desechos vegetales. Temperaturas de 45-55°C favorecen la velocidad de descomposición, y temperaturas menores de 45°C favorecen la diversidad microbiana, así como disminuyen la volatilización de nitrógeno (Stetinford, 1996). El bocashi, por ejemplo, en un proceso de compostaje donde la temperatura no se deja pasar de los 45°C por estas dos razones (Sasaki et al, 1994).

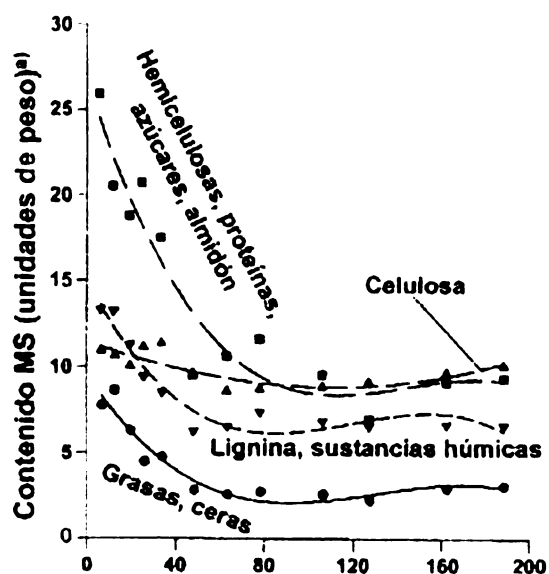


Fig. 3. Dinámica de cuatro fracciones químicas durante el proceso de compostaje. (Chefez et al, 1998).

### d. Microorganismos en el proceso de compostaje

Los organismos presentes durante el proceso de compostaje varían dependiendo de los sustratos y las condiciones del proceso. Son sus interacciones y la secuencia en el tiempo los que determinan el tipo de compostaje.

Bacterias y hongos se encargan de la fase mesófila, especialmente bacterias del género *Bacillus* sp, aunque existen también algunos *Bacillus* termófilos. El 10% de la descomposición es realizado por bacterias, del 15-30% es realizado por actinomicetes. Después de que los materiales lábiles han desaparecido, los predominantes son los actinomicetes, hongos y levaduras. (Paul y Clark, 1996). Tiquia et al (2002), estudiaron las poblaciones de bacterias heterótrofas, actinomicetes y hongos en el proceso de compostaje de gallinaza mezclada con zacate en un 20%, encontrando que las poblaciones de actinomicetes y hongos se redujeron en la fase termófila, para aumentar de nuevo en la fase de maduración. Ellas no observaron diferencias en la poblaciones de estos organismos en la profundidad de la pila aunque se dieron variaciones de temperatura (Fig. 3).

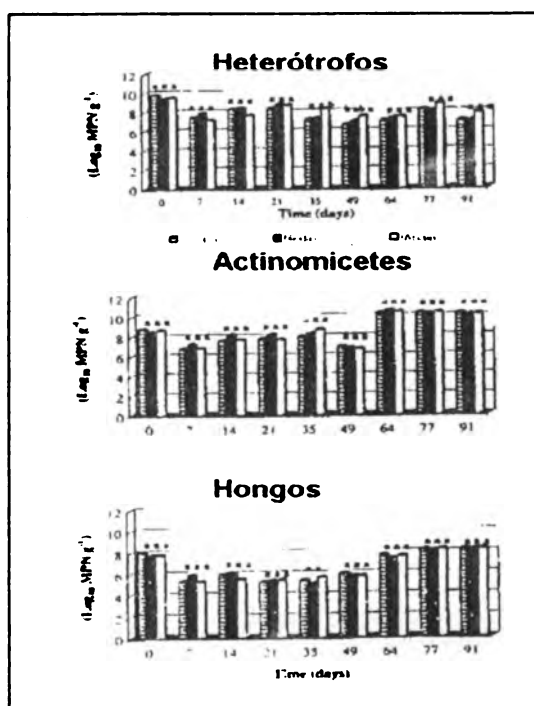


Fig. 4. Distribución de las poblaciones de diferentes microorganismos durante el proceso de compostaje (Tiquia, et al, 2002).

Algunos autores han aislado los microorganismos presentes en las diferentes fases del compost (Blandon et al, 1999, Klamer y Sochting, 1998), y la variabilidad y la diversidad encontradas son muy altas (Cuadro 2). Otros autores han preferido determinar la presencia de grupos predominantes, como amonificadoras, desnitrificadoras, etc. (Tiquia et al, 2002).

Cuadro 2. Algunos de los microorganismos que participan en el proceso de compostaje.

<b>Bacterias</b>	<i>Bacillus brevis</i> , <i>B. circulans</i> , <i>B. subtilis</i> , <i>B. licheniformis</i>	<i>Bacillus stearothermophilus</i>		Paul y Clark, 1996
<b>Actinomicetes</b>		<i>Thermophyllum</i> ,		Paul y Clark, 1996.
<b>Hongos</b>		<i>Absidia glauca</i> , <i>Mucor</i> , <i>Allescheria spp.</i> <i>Trichoderma sp.</i> , <i>Penicillium spp.</i> , <i>Aspergillus</i> , <i>Verticillium tenerum</i>	<i>Nocardia, sp.</i> <i>Streptomyces sp.</i> , <i>Thermoactynomicetes</i>	Paul y Clark, 1996. Klamer y Sochting, 1998.

#### IV. CONDICIONES IDEALES DE COMPOSTAJE

Dado que el compostaje es un proceso de descomposición predominantemente aeróbico, las prácticas de manejo deben crear condiciones óptimas para el establecimiento y desarrollo de estos organismos.

Las condiciones que favorecen el crecimiento de los microorganismos aeróbicos son: presencia de oxígeno, temperatura, agua y una nutrición balanceada. Hay otros factores también pueden afectar su desarrollo tales como: pH, fuentes energéticas de fácil solubilización como azúcares simples, y superficie de contacto o tamaño de partícula.

Cuadro 3. Condiciones ideales para el compostaje.

Relación C:N	20:1 – 40:1	25:1 – 30:1
Humedad	40 – 65 <sup>o</sup> %	50 – 60 <sup>o</sup> %
Oxígeno	+ 5 <sup>o</sup> %	≈ 8 <sup>o</sup> %
pH	5.5 – 9.0	6.5 – 8.0
Temperatura °C	55 – 75	65 – 70°C
Tamaño de partícula	0.5 – 1.0	variable

(tomado de Rynk, 1992).

## 1. La Relación carbono - nitrógeno.

Cuando se definen las condiciones ideales de compostaje se define una relación carbono: nitrógeno entre 25 a 35. Una buena relación C:N es fundamental para suplir un buen sustrato para el desarrollo de los microorganismos, lo que a final acelera el proceso de descomposición, y mejora la calidad del producto final.

Conociendo la estructura molecular de los organismos que hacen el compost, se evidencia que tipo de sustrato es preferido por los diferentes organismos. Por ejemplo, las bacterias presentan un contenido proteínico mucho mayor que los hongos, llegando a ser hasta el 55% de su peso, mientras que los hongos como *Aspegillus*, tienen en su pared celular un 53% de glucosa y 19 % de quitina. Las bacterias requerirán de sustratos con contenidos de nitrógeno más altos que los hongos.

Relaciones C:N muy altas, ocasionan que el proceso de descomposición sea más lento. Pero relaciones C:N muy bajas, hacen que se pierda N por falta de estructuras de carbono que permiten retener el N. En el caso de la gallinaza, especialmente, se ha visto que en la primera semana se puede perder por volatilización hasta el 85% del amonio, si el manejo y la mezcla no son las adecuadas (Hansen, et al. 1993). Larsen y McCartney, utilizando los residuos de una planta productora de papel, encontraron que las pérdidas de nitrógeno por volatilización fueron mucho menores en el caso de relaciones C:N de 18 o 30, comparadas con una relación de 52 o 110 (Fig. 5).

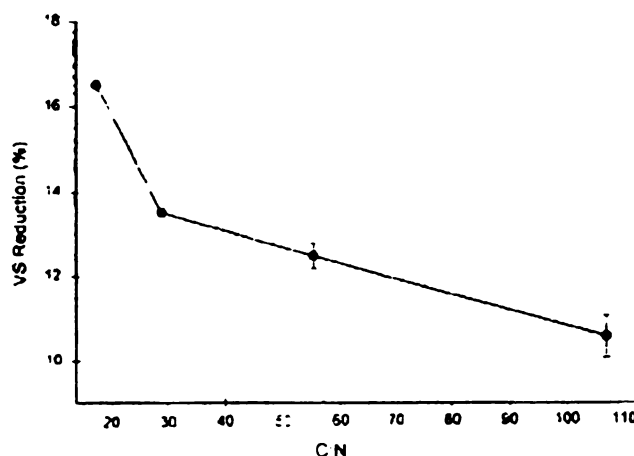


Fig. 5. Al aumentar la relación C:N, la tasa de volatilización disminuye.

El productor de abonos orgánicos debe aprender a manejar las relaciones C:N de sus materiales, para evitar las pérdidas de nitrógeno, pero no a tal punto que sacrifique la calidad final del producto o la rapidez del proceso.

## **FUENTES DE NITRÓGENO Y PRACTICAS DE MANEJO QUE PUEDEN AYUDAR A REDUCIR LAS PERDIDAS DURANTE COMPOSTAJE.**

Para algunos productores, los bajos niveles de nitrógeno en el compost, son una de sus mayores limitantes. Este es el caso de los productores orgánicos, donde no se permite la mezcla de abonos orgánicos con abonos químicos. Para estos productores, el manejo del nitrógeno en el proceso de compostaje se convierte en un elemento clave para el éxito de la operación productiva.

En nuestra región, las fuentes más accesibles de N orgánico son las excretas animales, la broza del café, los residuos de pescado y el tankaje de la matanza de animales (Cuadro 5). Algunos productores, en su afán de mejorar los contenidos del nitrógeno en el compost, agregan varios de estos ingredientes altos en nitrógeno en proporciones desbalanceadas, reduciendo la relación C:N a niveles que favorecen la pérdida del nitrógeno mismo. Un mal manejo de estos abonos no solo ocasiona disminuciones del elemento deseado en el producto final sino que pueden ocasionar problemas de contaminación de fuentes de agua y aguas subterráneas. En países como Canadá y Francia, por ejemplo, se ha regulado el uso de cualquier excreta animal sin compostear por el impacto que estas prácticas puedan tener sobre la contaminación de nitratos de agua subterráneas.

Las prácticas que se pueden realizar para reducir las pérdidas de nitrógeno son:

1. Manejar una adecuada relación C:N,
2. Evitar temperaturas demasiado altas
3. Acelerar la actividad microbiana inicial
4. Mantener el pH en un rango de adecuado
5. En algunos casos disminuir la aireación del proceso.



Ejemplo del efecto de una adecuada relación C:N, es el caso de Larsen y McCartney, 2002, quienes en ensayos con los desechos de la agroindustria del papel demostraron que al disminuir la relación C:N 18 a 45:1 se logró un aumento en la retención de N de un 75 a un 95%. Sin embargo, no se observaron variaciones al aumentar de 50 a 100:1. (Fig. 6).

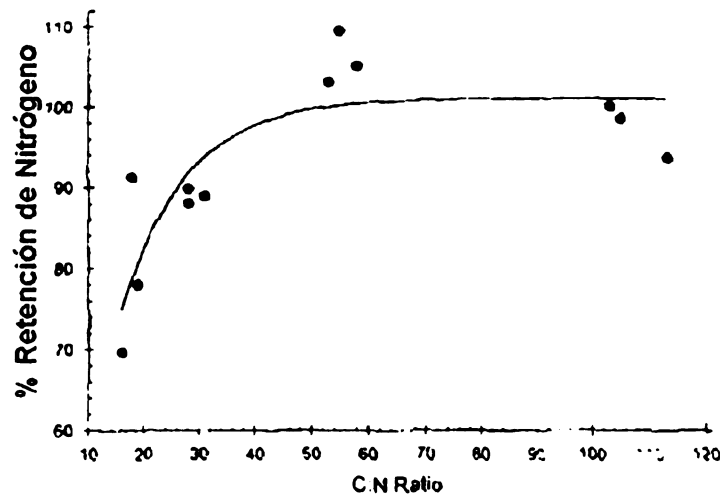


Fig. 6. Efecto de la relación C:N inicial en la retención de nitrógeno en el compost final de desechos de la agroindustria del papel (Larsen y McCartney, 2000).

Otros factores que pueden favorecer la pérdida de nitrógeno es la desnitrificación (el paso de nitratos a formas más reducidas de nitrógeno), que se ve favorecida por condiciones de reducción y pH por debajo de 4.5 o por encima de 7.5. Las condiciones de reducción, o falta de oxígeno son ocasionados por falta de volteo frecuente o por humedades muy altas en la compostera. Materiales como la broza de café o la pulpa de naranja que salen del proceso con humedad de hasta el 90%, deben ser volteadas en los días iniciales del proceso de compostaje más frecuentemente para reducir el contenido de humedad inicial.

Uno de los casos donde se dan las mayores pérdidas por nitrógeno es cuando se compostean excretas frescas. En compostaje de boñiga se ha encontrado un rango de pérdidas de nitrógeno de un 16 hasta un 78% (Raviv, et al, 2002). Muchas investigaciones se han realizado para desarrollar metodologías que permitan aprovechar mejor el nitrógeno de estos materiales durante compostaje (Raviv et al, 2002, Moller et al, 2000). Entre las

prácticas realizadas la más común es buscar como adicionar a la mezcla, fuentes altas en carbono como pasto, pulpa de naranja, etc. (Raviv et al, 2002). Algunos investigadores han evaluado aumentar los contenidos de paja en las camas de los animales, o inclusive, aumentar los contenidos de paja en la alimentación. En estudios realizados con cerdos pequeños en Dinamarca, se observó que a mayor contenido de paja en la alimentación, se reducían las pérdidas de nitrógeno posteriormente (Moller et al 2000).

En nuestro país, la gallinaza es tal vez la fuente más fácilmente disponible de N, en volúmenes adecuados para composteras a gran escala. Existe, sin embargo mucha variabilidad en su contenido de N dependiendo del tipo de manejo en gallinero. Pollos de engorde y reproductoras pesadas son por lo general criadas en piso, con camas de granza o aserrín que normalmente disminuyen el contenido de nitrógeno total de la mezcla comercializada. Las reproductoras livianas y las ponedoras son criadas en jaula, por lo que no requieren de cama (Murillo, 1999). Existe también variación por el ciclo de crecimiento y la infraestructura del gallinero. Es por esto que se recomienda hacer un análisis periódico del material a utilizar, para modificar las proporciones en las mezclas en caso necesario.

Cuadro 5. Contenido de nutrimentos de algunos de desechos de la agroindustria en Costa Rica.

Material	%					mg/Kg			
	N	P	Ca	Mg	K	Fe	Cu	Zn	Mn
Broza del café	2.0-3,2	0,3	4,3	1,8	0,4	590	30	22	94
Cachaza	1,3	0,7	2,0	0,2	0,4	15700	73	116	519
Pulpa de naranja	0.84– 1.0	0,11	0,5	0,09	1,0	45	9	16	11
Pulpa de piña	0,81	0,12	0,4	0,15	1,22	366	10	14,7	86
Banano de rechazo	0.8	0.58	0,45	0,4	6,45	194	5,8	13	63
Pinzote de banano	0.9-1.5	0.13	0.4	0.2	8.2	85	17	14	75
Vinazas	0,4	0,1	1,1	0,6	4,9	1567	44	127	81
Gallinaza	1.0-3,0	1,4	2,6	0,75	2,5	325	44	315	330
Estiércol vacuno*	1.6	1.2	2.2	1.1	1.8	-	-	-	-
Cerdaza*	1.8	2.6	2.0	0.2	2.1	-	-	-	-
Harina de pescado	9.5	7.0	8.5	0.5	-	-	-	-	-
Sangre seca*	13.0	2.0	0.5	-	1.0	-	-	-	-

\* tomados de Bertsch, 1995.

Otras fuentes de nitrógeno como son la harina de sangre o de pescado, son de un alto costo económico, y disponibles solo en pequeños volúmenes. Fertilizantes nitrogenados son una opción que ha sido evaluada cuando el compost no se utiliza para fincas orgánicas. Normalmente las aplicaciones se hacen en solución, en forma escalonada. Ensayos comparativos de fuentes de nitrógeno orgánicas con fertilizantes han demostrado que en general se alcanzan temperaturas más altas y el producto final es de mejor calidad cuando se utilizan fuentes naturales de nitrógeno (Reis, et al, 1999).

Otras posibles fuentes de N son las leguminosas, que son utilizadas sobretodo por pequeños productores con muy buenos resultados. A gran escala se dificulta su disponibilidad en los volúmenes requeridos. En ensayos hechos en Guanaraja, con diferentes fuentes de nitrógeno (gallinaza, boñiga, *Mucuna sp.* y *Arachis sp.*), en una relación C:N similar, se encontró que el compost de mejor calidad, en cuanto a balance de nutrimentos, fue la mezcla *Arachis-boñiga* (datos no publicados).

### **Otras materias primas**

La BROZA es un material óptimo para el compostaje, ya que además de presentar un alto contenido de nitrógeno, es alta en azúcares, agua, fuentes de carbono y un tamaño de partícula adecuado. El único inconveniente que presenta son los bajos contenidos de fósforo, que deben ser suplidos con algunas otras fuentes. La CACHAZA y los subproductos del procesado del azúcar, son los materiales que presentan los más altos contenidos de fósforo, por lo que la mezcla cachaza-broza da un material final de muy buena calidad.

La CACHAZA también es ideal para el compostaje, presenta el adecuado tamaño de partícula, pH, contenido de azúcares y fósforo. Una fuente externa de nitrógeno puede ser adicionado, pero no es indispensable.

Otras fuentes como el BANANO, alto en K, pero bajo en N y P. Sin embargo su alto contenido de almidones lo hace un producto de fácil descomposición. En el compostaje de banano ha sido trabajado especialmente por CORBANA, la EARTH y las compañías bananeras en general.

La pulpa de NARANJA y de PIÑA, presentan limitaciones desde el punto de vista del pH, ya que ambas tienen un pH inicial entre 3 y 3.5, pero se ha visto que el proceso de compostaje en sí mismo aumenta el pH rápidamente eliminando el problema. Ensayo realizados en Del Oro Costa Rica, permitieron observar que dosis de cal lograron acelerar el proceso en una a dos semanas (Duarte et al, 2001).

## 2. OXÍGENO.

Otro factor determinante para obtener un producto de buena calidad al corto plazo es la presencia de oxígeno durante el proceso de compostaje, especialmente en las fases iniciales. Para favorecer una buena oxigenación se debe manejar un volteo frecuente, tamaño de partícula adecuado, mezclar en la receta materiales que permitan una buena oxigenación, y manejo adecuado del agua.

La frecuencia de volteo debe estar determinada por la presencia de oxígeno. Para esto se han diseñado equipos que miden la presencia de oxígeno directamente al interior de la pila de compost, o en su defecto la presencia de CO<sub>2</sub>. Se recomienda voltear cuando la concentración de CO<sub>2</sub> esté por encima del 8%.

Si no se cuenta con el equipo adecuado, la frecuencia de volteo puede estar determinada por temperatura, que es un indicador indirecto de la actividad microbiana.

Existen sistemas pasivos de compost, a través de aireación por tubería o a través de ventiladores colocados en la parte inferior de las camas de compost. Estos sistemas funcionan efectivamente, pero son más costosos y el proceso es un poco más lento.

Es claro que aunque el compostaje es un proceso predominantemente aeróbico, en todo compost, se darán puntos de anaerobiosis. Los organismos anaeróbicos son menos eficientes en su metabolismo, por lo que el compostaje anaeróbico es más lento que el proceso aeróbico. Una gran desventaja que presenta el proceso anaeróbico es la presencia de malos olores, ya que los olores son generados en su gran parte por condiciones de

reducción. Inoculaciones con microorganismos fermentadores pueden ayudar a evitar estos problemas.

### 3. AGUA.

El tercer factor importante para el éxito del compostaje es la humedad. Se debe adicionar suficiente agua como para favorecer la solubilización de los materiales y la actividad microbiana. Sin embargo, no se debe agregar tanta agua que se favorezcan condiciones anaeróbicas o lavado de nutrimentos. En el Cuadro 6 se observa el efecto de compostaje de broza a cielo abierto, comparado con broza compostada bajo techo con o sin lombrices. El compostaje a cielo abierto en época lluviosa ocasiona pérdidas de nutrimentos, especialmente nitrógeno y potasio.

En el proceso del bocashi, la temperatura desciende al producirse el secado del material. En presencia de agua, al ser de nuevo utilizado en el campo, el bocashi se calentará de nuevo, al tener los microorganismos condiciones óptimas para su desarrollo.

Cuadro 6. Variaciones en el contenido de nutrimentos de compost de broza preparado bajo diferentes condiciones de manejo.

Broza de café	% Humedad	pH	%N	%P	%Ca	%M g	%K
Compost en verano (broza fresca)	50.0	9.6	2.06	0.24	0.77	0.18	2.76
Vermicompost broza vieja <sup>a</sup>	51.0	-	1.10	0.13	0.62	0.19	0.29
Vermicompost al aire libre	48.0	5.5	1.50	0.12	0.71	0.17	0.17
Vermicompost bajo techo	65.0	7.5	2.32	0.21	2.41	0.80	0.79

Datos facilitados por productores nacionales.

## V. USO DE INOCULANTES PARA COMPOST

Iniciar el proceso de compostaje con una población especializada en descomposición, y no esperar a que esta se desarrolle a través del sistema de compostaje, acelera el proceso de descomposición y permite aumentar los contenidos finales de nitrógeno. Entre los

productos que se encuentran disponibles en el mercado se incluyen, microorganismos y enzimas. La vasta mayoría de los experimentos en este campo han demostrado que la inoculación no afecta significativamente el proceso de compostaje (Paul y Clark, 1996). En ensayos realizados con pulpa y raquis de banano en Bandeco (Carlos Abarca, tesis no publicada), se encontró que no había diferencia significativa entre la inoculación con inoculantes comerciales disponibles en el mercado y el tratamiento que no usó inoculante. Ensayos realizados con pulpa de naranja en Guanaraja en 1999, no presentaron diferencias en la tasa de descomposición entre los inoculantes comerciales y el tratamiento en el que se utilizó la re-inoculación con compost maduro.

Sin embargo se debe mencionar, que el uso de inoculantes debe ser evaluado cuando ya se ha logrado un sistema de producción de compost estable. Solo entonces se logrará ver el efecto de inoculaciones de este tipo (Hoiting, comunicación personal).

## **VI. INFRAESTRUCTURA Y EQUIPO DE COMPOSTAJE.**

Los costos más altos de producción de compost hasta este momento son el transporte de la materia prima y el volteo, en compostaje a cielo abierto. En condiciones de alta precipitación, la infraestructura para evitar las pérdidas por lixiviación de nutrientes, será uno de los costos más altos del proceso. En condiciones de altas precipitaciones también es necesario el manejo de las aguas de lavado. En la mayoría de las composteras, lo que se está usando son lagunas de precipitación de los materiales.

En cuanto al equipo de volteo, en el país se han importando diferentes diseños de maquinaria de volteo, en su mayoría movidos por tractor, de por lo menos 80 a 100 hp. Algunas copias también se han hecho, lo que ha reducido el costo del equipo. Diseños eléctricos también se están utilizando en Jugar del Valle, en Zarcerro, por ejemplo.

Para la selección del sitio de compostaje es importante tener en cuenta posibles fuentes de agua por si es necesario adicionar agua a la mezcla, pero también la distancia a fuentes de agua, para evitar riesgos de contaminación. Distancia a la comunidad más cercana. Las composteras que trabajen con gallinaza, deberán cumplir la legislación vigente en gallinaza

que dice que requiere de distancias mínimas de 1 km. a la primera habitación y 4 Km. a la comunidad o caserío.

Los terrenos para la producción de compost con volteadora deben ser preparados cuidadosamente. Si se recogen las aguas de esorrentía es útil que el terreno tenga un desnivel que facilite el proceso. Pero el terreno debe ser nivelado para evitar acumulo de agua o problemas con la máquina de volteo. Igualmente, todo residuo de actividades previas, o piedras deben ser eliminadas para que no se dañe el equipo.

## **VII. PROBLEMAS POTENCIALES EN LA COMPOSTERA**

### **A. MOSCAS**

Uno de los problemas más comunes encontrados por mal manejo de la compostera, es el problema de moscas. Los problemas pueden ser evitados a través del volteo frecuente de pilas de por lo menos 1 metro de alto. La utilización de trampas, control biológico, son algunas de las opciones de manejo. Pero lo más importante es evitar el problema, antes de que se presente.

En el caso de compost que no se utiliza para agricultura orgánica, es posible utilizar larvicidas inclusive a nivel de materia prima, que tendrán efecto a nivel del período inicial del composteo, que es donde más se presentan mayormente los problemas.

### **B. OLORES**

La producción de olores es proporcional a la presión de vapor. La presión de vapor del medio aumenta hasta  $10^3$  veces al pasar la temperatura de  $20^{\circ}\text{C}$  a  $60^{\circ}\text{C}$ . Por lo tanto, la única forma de evitar totalmente la producción de olores en el compostaje, sería evitando que la temperatura subiera. Sin embargo, la mayoría de los problemas por olores se deben a condiciones de reducción durante el proceso de descomposición. Si se maneja el sistema oxigenado es posible disminuir el mayor impacto en la producción de olores.

Existen tres procesos básicos que conllevan a la producción de olores: la producción de ácidos grasos volátiles durante la descomposición de azúcares simples, y la producción de

amoníaco y sulfitos durante la descomposición de proteínas en condiciones anaeróbicas (Miller, 1993). Sin embargo, es posible manejar la mayoría de estos olores a través de un buen proceso de oxigenación con factores como el tamaño de partícula, la distribución de la partículas, volteos frecuentes, manejo del agua, etc.

Existen sin embargo olores en algunas de las materias primas antes de iniciar el proceso de compostaje, tales como la mayoría de las excretas, los desechos de pescado, etc. En tal caso, una forma de disminuir los olores puede ser cubriendo el material con el compost viejo, o con otro material como aserrín, turba, o carbonato de calcio, etc. (Rynk, 1992). Sin embargo el abuso en el uso del carbonato de calcio puede llegar a afectar el proceso de compostaje en sí mismo por lo que debe restringirse. Los japoneses han recomendado el uso de dosis pequeñas de carbón molido para atrapar olores en la compostera.

Cuadro 7. Principales causas de la producción de olores en el proceso de compostaje.

Azúcares →	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Acetato</li> <li>✓ Propionato</li> <li>✓ butarato</li> </ul>	$C_6H_{12}O \rightarrow CH_3COO^-$ $\rightarrow C_2H_5COO^-$ $\rightarrow C_3H_7COO^-$	Aireación
Proteínas →	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Peptidos</li> <li>✓ Amino ácidos</li> <li>✓ <math>NH_3</math></li> <li>✓ Protoplasma bacterial</li> </ul>	OXIDACION $NH_4 + 2 O_2 \rightarrow NO_3 + H_2O$ REDUCCION $NH_4 + 2 O_2 \leftarrow NO_3 + H_2O$	C:N < 20 libera $NH_3$ C:N 25-35 ideal C:N > 30 poco $NH_3$
Proteínas →	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ sulfitos</li> </ul>	OXIDACION $RSH + 2 O_2 \rightarrow RSO_4^- + H^+$ REDUCCION $RSH + 2 O_2 \leftarrow RSO_4^- + H^+$	C:S < 200 → sulfitos C:S < 200 ideal

En plantas de compostaje en Estados Unidos se han hecho grandes inversiones en el control de olores a través de biofiltros, después de un proceso de aprendizaje que ha costado millones en cierre de plantas de tratamiento por quejas de las comunidades (Smalley, 1998). Es importante aprender de estas experiencias si se desea trabajar en sistemas de compostaje cerrados.

## C. LIXIVIADOS Y ESCORRENTÍA



En nuestras condiciones de alta precipitación en donde la mayoría de las composteras se encuentran a cielo abierto, el manejo del agua de escorrentía se convierte en un problema prioritario. Los productores de compost han establecido pequeños tanques de sedimentación para recoger lixiviados y reutilizarlos en la misma compostera o como fertilizante foliar. Análisis realizados a aguas de escorrentía en varias composteras han demostrado que son altas en la mayoría de nutrimentos, especialmente nitrógeno.

Los estudios de impacto ambiental requeridos actualmente para establecer composteras a mayor escala, solicitan estudios de infiltración, profundidad de la tabla de agua, etc. El aspecto que mayormente preocupa al hablarse de lixiviaciones es la contaminación de aguas subterráneas con nitratos. Por eso es muy importante si se trabaja con excretas animales, favorecer un rápido proceso de compostaje, que permita una asimilación rápida de estos materiales, en las dos primeras semanas. Esto se logra a través de un volteo frecuente, una estimulación a la población inicial de microorganismos a través de inoculación o fuentes de azúcares simples, y una mezcla adecuada con materiales altos en carbono, de partícula pequeña, como la broza o el aserrín.

### VIII. VERMICOMPOST O LOMBRICULTURA

Se conoce como vermicompost o lombricultura, el compostaje de desechos orgánicos utilizando la lombriz de tierra. De las 8000 especies de lombrices que existen en el planeta, la lombriz californiana, *Eisenia foetida*, fue seleccionada por Tomas Barret en 1930 en Estados Unidos, por su alta capacidad de reproducción, su capacidad de vivir en altas densidades, el amplio rango de desechos orgánicos de los que se alimenta y su adaptación a diferentes condiciones climáticas (Bollo, 1999) (cuadro 10)

Cuadro 10. Comparación de características de la lombriz californiana con un promedio de lombrices de otros géneros.

	Logenvidad (años)	Periodicidad de acoplamiento (días)	# de lombrices por cápsula
<i>Eisenia foetida</i>	16	7	2-21
Otras	4	45	1-4

(tomado de Ferruzzi, 1994).

## A. REQUERIMIENTOS AMBIENTALES Y DE ALIMENTACIÓN

Las condiciones óptimas para el desarrollo y establecimiento de las lombrices se describen en el Cuadro 11. Uno de los factores determinantes es el contenido de humedad, dado que la lombriz requiere de un buen nivel para su alimentación y su respiración. *Eisenia* es capaz de soportar niveles de humedad por encima de 80%, pero el manejo del agua en la lombricera se ha utilizado también para combatir una de las mayores plagas de la lombriz: la lombriz *Planaria*, dado que este Platelmintho se prefiere condiciones alrededor del 85% de humedad.

La temperatura presenta un rango limitado, sin embargo en Costa Rica, productores de Coronado y Cuericí han logrado que se adapte a temperaturas de menos de 15°C, con períodos de adaptación de hasta 1 o 2 meses (comunicación personal de productores). Un aspecto muy importante en lo que respecta temperatura es la temperatura que se produzca en la cama como resultado de la descomposición de los materiales. El uso de materias frescas en capas muy gruesas normalmente genera temperaturas muy altas que deben ser evitadas. La mejor forma de evitar el aumento en la temperatura es regulando la altura de la cama. Siles (1998) encontró que la mejor altura de cama para broza de café son 15 cm.

Cuadro 11. Condiciones para el establecimiento de la lombriz *Eisenia foetida*.

Oxígeno (%)		> 8%
Temperatura °C	20 - 33	25 - 28
pH	5.5 - 9.0	6.8 - 7.2
Humedad (%)	65 - 80	70 - 75

### ALIMENTACIÓN

La alimentación de las lombrices es de materia orgánica en descomposición. Las lombrices requieren que el sustrato se encuentre en forma pastosa, que les permita succionar las porciones a digerir. Además ellas se alimentan de materiales en descomposición y no de materiales frescos. Por esto es necesario dejar que el desecho orgánico se descompongan 3 a 4 días antes de que pueda ser ingerido por la lombriz.

Es importante también recordar que en el caso de la lombriz, su alimento es también su hábitat, y debe ser manejado de tal forma que permita una buena aireación. Por ejemplo, el estiércol de vaca que presenta un balance nutricional apto para el desarrollo de las lombrices, en sus estadios iniciales no es posible para la lombriz sobrevivir por los altos contenidos de agua. Por eso la mezcla debe incluir una buena relación de materiales de fácil descomposición con altos contenidos de humedad, pero también fuentes fibrosas para proveer de carbono y aireación.

#### **a. Acidez del material.**

Elas son capaces de digerir la mayoría de los desechos orgánicos. Por la presencia de la glándulas de Morren, pueden regular un poco el pH del sustrato. Sin embargo materiales como la pulpa de naranja o piña con pH inicial de 3 a 3.5 no permitirán el desarrollo de las lombrices hasta 2 a 3 semanas después, en que el pH sea naturalmente regulado. En ensayos realizados por Gutiérrez, et al (1999), encontraron que después de una dos semanas las lombrices fueron capaces de adaptarse y lograron una descomposición total de los materiales. Desde el punto de vista práctico, en este caso, será necesario crearles a las lombrices un espacio donde ellas puedan refugiarse hasta que el material esté completamente listo, o en su defecto, compostear el material en forma separada al principio, y solo agregar las lombrices cuando el material esté listo.

#### **b. Relación C:N**

Al igual que con los microorganismos, las lombrices también requieren de una buena relación C:N. Una forma práctica de aumentar las poblaciones rápidamente es la adición de una buena fuente de proteína como la semolina de arroz o el salvado de trigo.

### **A. INFRAESTRUCTURA RECOMENDADAS.**

Conociendo los requerimientos de hábitat de la lombriz, debemos crearle en la lombricera condiciones óptimas para su desarrollo.

En Costa Rica existen algunas lombriceras a gran escala (CoopeDota, CoopeCafira, Lombrítica, CoopeJorco, etc.), pero en su mayoría los productores manejan lombrices a pequeña escala. Algunos de estos productores crían sus lombrices en puro suelo con buenos

resultados. Otros diseños utilizados incluyen el uso cajones de varios tamaños, con cedazos en el fondo para permitir el paso del agua y que esta no se acumule. Algunos productores están recolectando las aguas liberadas por este sistema para realizar aplicaciones foliares en sus cultivos con muy buenos resultados (productores, comunicación personal). Para realizar estas recolecciones, los cajones se elaboran con un fondo firme y una salida única donde se colecta el material.

### **Selección del sitio del lombricero.**

Las lombrices prefieren condiciones de alta humedad relativa y sombra. Sin embargo esta condición no es indispensable.

Si es indispensable a la hora de seleccionar el sitio, considerar:

- fuentes de agua limpia
- distancia a producción de materia prima
- distancia a vecinos (ver olores)
- manejo de lixiviados.
- Disponibilidad de personal

**OLORES:** El problema de olores en los lombriceros es mucho menor que en un compostero. El mayor problema puede venir de la materia prima acumulada en espera de ser procesada. Para esto esta materia prima de ser posible debe ser volteada periódicamente para asegurarse una mejor aireación y disminuir el riesgo de producción de moscas, que no se da en una lombricera en proceso.

### **CALIDAD DEL PRODUCTO FINAL.**

La pregunta siempre es cómo se compara un material compostado con o sin lombrices. Cuadros 6 y 12 muestran dos estudios realizados en Costa Rica con broza de café y con pulpa de banano respectivamente que muestran el efecto del uso de lombrices sobre el producto final. En ambos casos es posible observar que el lombricompost aumenta los contenidos de calcio de los materiales y regula el pH del producto final. Esto es

especialmente importante en el caso del banano, por ser el pH del compost de banano normalmente tan alto.

También se han reportado incrementos en la población de microorganismos, hasta alcanzar poblaciones de 10<sup>12</sup>, en comparación con poblaciones de 10<sup>9</sup> en compost. Esto porque las temperaturas favorecen un desarrollo de la población microbiana, y el efecto rápido sobre el tamaño de partículas y el contenido de azúcares que tiene la lombriz.

Efecto de la lombriz sobre las características final del producto puede ser un criterio más a la hora de definir que sistema de compostaje utilizar. Pero serán los criterios de manejo, infraestructura, recursos disponibles, los que en la mayoría de los casos nos ayudarán a tomar las decisiones sobre el sistema de producción a utilizar.

Cuadro 12. Comparación de pulpa de banano de elaborado con y sin lombrices.

Tipo de manejo	C/N	pH	% N	% P	% Ca	% Mg	% K
Compost	9.8	13.9	2.86	0.35	0.88	0.64	7.99
Vermicompost	9.8	7.9	1.33	0.24	0.8	0.75	0.9
Compost + melaza	12.8	9.74	3.24	0.37	0.71	0.57	7.05

## IX. CONCLUSIONES Y COMENTARIOS

La producción de compost es un proceso muy reciente en el país. Sus características de manejo pueden parecer costosas en primera instancia. Sin embargo, comparado con el costo energético global de otras opciones de manejo, este resulta mucho menor.

Actualmente, algunas comunidades han respondido negativamente a la producción de compost por los problemas de olor y moscas. Sin embargo en la mayoría de los casos, se trata de plantas recién instaladas que no tienen todavía un buen control. Una legislación para la producción de compost debe desarrollarse, pero no se debe descartar esta tecnología por los errores, que en el proceso de aprendizaje, se han cometidos hasta la fecha. El

desarrollo del conocimiento en cualquier área toma tiempo, y las experiencias ya establecidas prueban ser exitosas y con gran potencial.

La comercialización de compost es otro aspecto que debe ser regulado, ya que en el mercado actualmente se encuentran materiales de calidades muy variables. El registro de compost para su comercialización con el Ministerio de Agricultura es un requisito a cumplir, pero no existen normas establecidas en cuanto a calidades mínimas. Productos de mala calidad y clientes insatisfechos pueden afectar negativamente futuras negociaciones con productos de buena calidad.

Si logramos un mejor manejo de los desechos orgánicos, y los re-utilizamos en producción agrícola, lograremos recuperar sistemas de suelo degradados, y podremos ayudar a mantener productividades intensivas con un costo energético menor.

## **X. LITERATURA REVISADA**

BERTSCH, F. 1995. La fertilidad de los suelos y su manejo. Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo. 157 p.

Blandon, C.G., M.T.A. Dávila, N.V. Rodríguez. 1999. Caracterización microbiológica y físico química de los subproductos del beneficio del café en proceso de compostaje. CENICAFE. 50(1): 5-23.

BLOCK, D. 1998. Degrading PCB's through composting. Biocycle. 39(12): 45-48.

BOLLO, E. 1999. Lombricultura. Una alternativa de reciclaje. Soboc, Grafic. Ecuador. 149 p.

Duarte, A., G. Soto y R. Rodríguez. 2001. Efecto de dosis de cal sobre el compostaje de la pulpa de naranja. Memoria del I Encuentro de Investigadores en Agricultura Orgánica. PITTA. EARTH.

FERRUZI, C. 1994. Manual de Lombricultura. Ediciones Mundi-Prensa. 138 p.

GIES, G. 1992. Regulating compost quality in Ontario. Biocycle 60-61 p.

GUTIÉRREZ, E. MORALES, D. Y SOTO, G. Utilización de lombrices para el manejo de la pulpa de naranja. Jornadas de Investigación, Julio, 1999.

HENRY, C.L. 1991. Review of composting literature. Technical information on the use of organic materials as soil amendments: a literature review. Solid Waste Composting Council, Washington, D.C.

HANSEN, R.C., KEENER, H. M., MARUGG, C., DICK, W. A. y HOITING, H. A. J. 1993. Composting of poultry manure. In: HOITING, H.A.J. y KEENER, H. M. (ed). Science and Engineering of composting: design, environmental, Microbiological and Utilization aspects. 131-153 p.

INGHAM, E. 1998. Replacing Methyl Bromide with compost. *Biocycle*. 39(12):80-82.

Klamer, M. y U. Sochting. 1998. Fungi in a compost controlled system – with special emphasis on the thermophilic fungi. In Szmids R. (ed). Proc of an international symposium on composting an use of composted materials. Escocia, 5-11 Abril, 1997. Serie Acta Horticultura No. 469. Wageningen.

Larsen, K. L. y D.M. McCartney. 2000. Effect of C:N ratio on Microbial Activity and N Retention: Bench-scale study using pulp and paper biosolids. *Compost Science & Utilization*. 8(2):147-159.

LAVELLE, P., BRUSSAARD, L. y HENDRIX, P. 1999. Earthworm management in tropical agroecosystems. CABI Publishing.

MILLER, F. C. 1993. Minimizing odor generation. In: HOITING, H.A.J. y KEENER, H. M. (ed). Science and Engineering of composting: design, environmental, Microbiological and Utilization aspects. 219-241 p.

Moller, H.B., S.G. Sommer y B. H. Andersen. 2000. Nitrogen mass balance in deep litter during the pig fattening cycle and during composting. *Journal of Agricultural Science*. 135, 287-296.

MURILLO, T. 1999. Alternativas de uso para la gallinaza. Congreso Agronómico Nacional. In: Memoria: Recursos Naturales y Producción Animal. III Congreso Nacional de Suelos. Vol. III. 427-436 pp.

OKUMOTO, S., MURAYAMA, T., OZAWA, Y. y SATO, M. 1997. Hacia delante. Apuntes de los Cuadernos de los voluntarios japoneses sobre agricultura orgánica. Proyecto de Agricultura Orgánica. UCR-JOCV. Sin p.

PAUL, E. A., y CLARK, F.E. 1996. *Soil Microbiology and Biochemistry*. 2<sup>nd</sup> ed. Academic Press. 340 p.

REIS, M., SOLIVA, M., MARTINEZ, F.X., y MONTEIRO, A.A. 1999. The influence of sewage sludge and urea as nitrogen sources in the composting process of eucalyptus bark. International Composting Symposium. Halifax, Canadá. 67 p.

Raviv, M., S. Medina, A. Krasnovsky y H. Ziadna. 2002. Conserving nitrogen during composting. *Biocycle*. September, 2002.

Restrepo, J. 1996. Abonos orgánicos fermentados. Experiencias de agricultores en Centro América y Brasil. OIT-CEDECO. 49 p.

RODRIGUEZ, G. y Paniagua, J. J. 1994. Horticultura Orgánica: una guía basada en la experiencia en Laguna de Alfaró Ruiz, Costa Rica. Fundación Güilombé. 76 p.

Rynk, R. 1992. On-farm composting handbook. Northeast Regional Agricultural Engineering Service. Cooperative Extension. New York, USA. 186 p.

SALAS, E., y RAMIREZ, C. 1999. Bioensayo microbiano para estimar los nutrientes disponibles en los abonos orgánicos: calibración de campo. Congreso Agronómico Nacional. In: Memoria: Recursos Naturales y Producción Animal. III Congreso Nacional de Suelos. Vol. III. 71 pp.

SILES, J. 1998. El manejo de desecho de broza con lombrices californianas. Tesis para optar el grado de Maestría. CATIE.

SMALLEY, C. 1998. Hard earned lessons on odor management. *Biocycle* 39(1):58-61.

SASAKI, S., ALVARADO, A., y LI KAM, A. 1994. Curso Básico de agricultura orgánica. Proyecto de Agricultura Orgánica, UCR-JOCV. 30 p.

Stetinford, E.I. 1996. Composting control: Principles and practices. In: De Bertoldi, M., P. Sequi., B. Lemmes y T. Papi (eds.) *The Science of Composting. Part I.* Blackie Academic and Professional, Chapman and Hall, London.

Tiquia, S. M., Judy H.C. Wan, y Nora F. Y. Tam. 2002. Microbial population dynamics and enzyme activities during composting. *Compost Science & Utilization*. 10(2):150-161.

TOFFEY, W. E. 1998. We're in the soils business, remember!. *Biocycle*. 39(12):57-61.

VANDEVIVERE, P., y RAMIREZ, C. 1995. Control de calidad de abonos orgánicos por medio de bioensayos. In: GARCIA, J., y NAJERA, J. MEMORIA. Simposio Centroamericano de Agricultura Orgánica. UNED, Costa Rica. 121-140 p.



# USO DE INOCULANTE MICROBIANO PARA LA ELABORACIÓN DE ABONO ORGÁNICO

---

Shuichi Okumoto  
*Escuela de Agricultura de La Región Tropical Húmeda (Universidad EARTH  
Ap. 4442-1000, San José, Costa Rica  
Tel: 713-0000, Fax:713-0001*

## 1. Introducción

En el sistema de agricultura sostenible se necesita un manejo adecuado de ecosistema y de los recursos que se encuentran disponibles en la finca, tales como agua, suelo, cultivos y sus subproductos valiosos que sean considerados como desechos.

Estos desechos, si no están tratados en forma apropiada, se convierten en una fuente de contaminación en el ambiente y en las comunidades cercanas. Además, se pierde su valor como recurso para la finca.

Al usar los desechos (residuos de cosecha, estiércoles, etc.) en forma adecuada, el agricultor puede recibir beneficios económicos y ecológicos. El uso de los desechos en la elaboración de abono orgánico, reduce el gasto de insumos externos, de esta forma, el agricultor puede ser más independiente y su finca será más rentable. Esta práctica, también, permite evitar problemas de malos olores en las comunidades y reducir contaminación al medio. El agregar un abono orgánico en el suelo aumenta la vida microbiana y mejora la calidad de suelo. Esto es fundamental para realizar agricultura sostenible y orgánica.

La tecnología de “Bokashi (abono orgánico fermentado)” fue introducida a Costa Rica desde Japón hace mas de 15 años como una tecnología alternativa para producir abono orgánico (Sasaki, 1991). Hoy en día, muchos agricultores conocen la palabra “Bokashi” y están produciendo y utilizando Bokashi en las fincas. El Bokashi se prepara tradicionalmente con los desechos de origen animal y/o de origen vegetal mezclado con tierra de bosque como inóculo para estimular el proceso en la elaboración de abono orgánico. Sin embargo, estos procesos fueron a menudo largos y laboriosos para los agricultores.

En los últimos años, el uso de productos microbianos está llamando mucho la atención para acelerar el proceso en la elaboración de abonos orgánicos y mejorar la calidad

de los mismos. Ahora, en el mercado nacional e internacional abundan productos microbianos con diferentes tipos de microorganismos. Sin embargo, sus usos no están muy claros, ya que hace falta más información y datos científicos sobre el uso de inoculante microbiano para la preparación de abono orgánico.

Este documento pretende a dar explicación sobre:

- Importancia de inoculante microbiano y su efecto
- uso adecuado del producto microbiano para la elaboración de abono orgánico
- algunos ejemplos de fabricación de Bokashi con inoculante microbiano

## **2. ¿Qué es inoculante microbiano?**

Un inoculante microbiano es un producto que contiene una cepa o combinación de diferentes cepas de microorganismos vivos, el cual puede mejorar la calidad de abono orgánico.

Un producto microbiano, en general está compuesto de los siguientes materiales:

- microorganismos vivos
- un material adsorbente (vermiculita, zeolite, CaCO<sub>3</sub>, etc.)
- un medio nutritivo (semolina de arroz, gallinaza, melaza, elemento mayor y menor, o etc.)
- otro material adicional (aceite vegetal, Vitamina, polímero, etc)

EL producto tiene diferentes formas de presentación como líquido, coloidal o sólido en polvo o granulado.

## **3. Microorganismos usados como inoculante microbiano**

En Japón más de 80 productos comerciales están registrados para mejorar el suelo y los abonos orgánicos. También se cuenta con una gran variedad de abonos orgánicos inoculados con microorganismos benéficos.

En el mercado de Costa Rica, se encuentran varios productos comerciales de diferentes marcas tales como Agrigro LC, MIOMED, EM-1, Formula Biológica E/2001 OIKOBAC, Stubble Digest, Thomax EM, etc. El cuadro 1 presenta algunos microorganismos utilizados en estos productos.

Cuadro 1. Microorganismos utilizados en algunos de los productos microbianos comerciales (según información elaborado por Picado, 2001)

Grupo	Nombre científico	Característica condición adecuada	Gram. <sup>1</sup>
<b>Bacteria</b>			
	<i>Azotobacter</i>	aeróbica	Gp
	<i>Bacillus</i> spp.	aeróbico	Gp
	<i>Bacillus subtilis</i>	aeróbico	Gp
	<i>Bacillus licheniformis</i>	aeróbico	Gp
	<i>Bacillus megaterium</i>	aeróbico	Gp
	<i>Bacillus polymyxa</i>	aeróbico	Gp
	<i>Bacillus macerans</i>	aeróbico	Gp
	<i>Pseudomonas putida</i>	aeróbico	Gn
	<i>Pseudomonas fluorescens</i>	aeróbico	Gn
	<i>Rhodopseudomonas sphaeroides</i>	facultativo	Gn
	<i>Streptococcus lactis</i>	aeróbico	Gp
	<i>Streptococcus faecalis</i>	aeróbico	Gp
	<i>Lactobacillus plantarum</i>	facultativo	Gp
	<i>Lactobacillus casei</i>	facultativo	Gp
	<i>Colostridium</i>	anaeróbico	Gp
<b>Actinomicetes</b>			
	<i>Streptomyces albus</i>	aeróbico	Gp
	<i>Propionibacterium freudenreichi</i>	aeróbico	Gp
<b>Levaduras</b>			
	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	aeróbico/anaeróbico	
	<i>Candida utilis</i>	aeróbico/anaeróbico	
<b>Hongos</b>			
	<i>Trichoderma viride</i>	aeróbico	
	<i>Aspergillus oryzae</i>	aeróbico	
	<i>Mucor hiemalis</i>	aeróbico	

Microorganismos de suelo

1: Reacción de tinción gram

#### 4. Efecto de la aplicación de microorganismos inoculantes

El efecto de los productos microbianos es muy variable, de hecho, esto depende de las características de microorganismos inoculantes. Se manifiesta no solamente un efecto, sino, en muchas ocasiones, varios efectos en forma conjunta (Cuadro 2).

**Cuadro 2. Efecto de inoculantes microbiano**

Uso de producto (efecto)	Función de microorganismos
1. Descomposición de materia orgánica	-Aceleración de compostaje -Descomposición de materia orgánica en el suelo
2. Mejoramiento de suelo	-Formación de suelo agregado, -Cambio de pH
3. Efecto nutricional para las plantas	-Fijación N -Mineralización (N inorgánico, etc) -Nitrificación -Biomasa N y P
4. Crecimiento de plantas enzimas, etc.	-Producción de hormonas, vitaminas,
5. Control de enfermedades y plagas	-Efecto supresivo a patógenos, nematodos

Es importante mencionar que existen microorganismos durante el proceso de descomposición de materia orgánica que producen sustancias metabólicas y exudados, las cuales puedan ser útiles para las plantas. Por ejemplo, algunos de Genero *Pseudomonas* producen complejos vitaminas como tiamina, ácido nicotínico, piridoxina, biotina, etc. Las levaduras, hongos filamentosos, rizobacterias, algunos basidiomicetes producen vitamina B<sub>12</sub>, riboflavina, ácido pantoténico, piridoxina, ácido para-aminobenzoico, etc. Según Misiustin (1956, citado por Ukai, 1998), los microorganismos pueden producir vitamina B en 100 g – 1 kg/ha/año en un suelo fértil.

Además de vitaminas, los microorganismos producen sustancias bio-activas como fitohormonas (Cuadro 3) y antibióticos. Muchas patógenos de plantas son bastante sensibles a los antibióticos tales como estreptomycin, griseofulvina, cicloheximida, tetraciclina, penicilina, etc. Sabemos que muchos de estos antibióticos son producidos por *Streptomyces*, *Bacillus*, *Penicillium* y otros.

**Cuadro 3. Fitohormonas para el crecimiento de plantas y algunos microorganismos productores de hormonas.**

Fitohormona	Efecto	Microorganismos
Auxina	-crecimiento y ramificación de raíces	<i>Azotobacter</i> , <i>Rhizopus</i> , <i>Plasmodiophora</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Rhizobium</i> , <i>Azospirillum</i> , <i>Frankia</i>
Giberelinas	-crecimiento de plantas -floración	<i>Gibberella</i> , <i>Azotobacter</i> , <i>Arthrobacter</i>
citoquininas	-división celular	<i>Azotobacter</i> , <i>Agrobacterium</i> , <i>Arthrobacter</i>

Etileno	-alargamiento celular -crecimiento de raíces -efecto supresivo del suelo	<i>Rhizobium, Corynebacterium, Rhizopogon</i> <i>Pseudomonas, Mucor</i>
---------	--	--

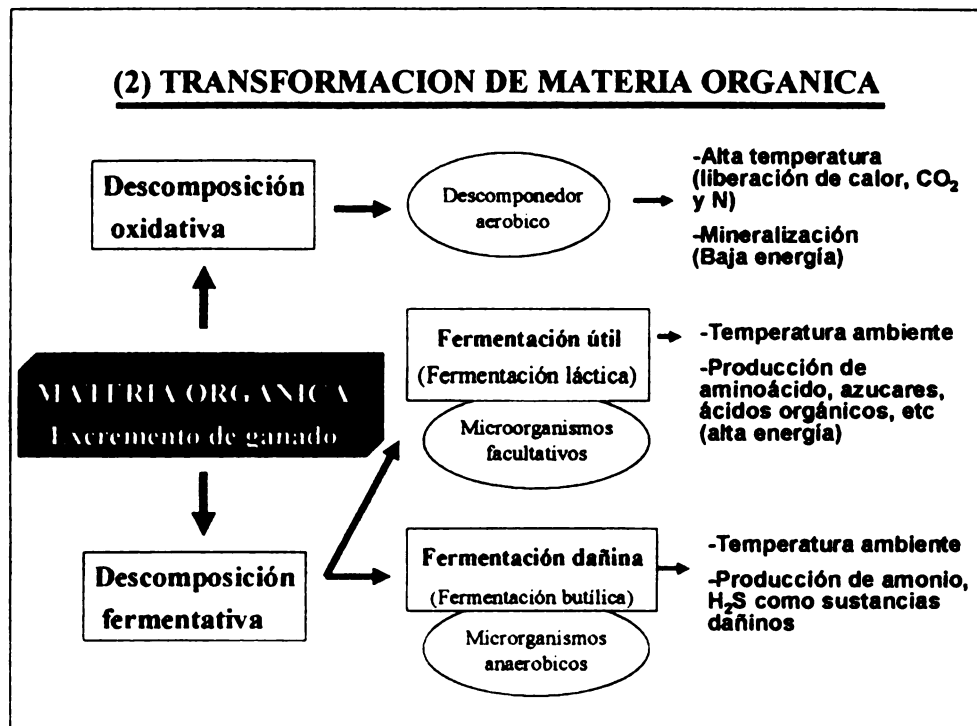
## 5. Transformación de materia orgánica

Los desechos orgánicos, si disponen a la condición natural, estarán conducidos a uno de los dos procesos entre los cuales existen el proceso de descomposición oxidativa y el de descomposición fermentativa (Figura 1).

El proceso de descomposición oxidativa se denomina como compost, en el cual los microorganismos aeróbicos son los mayores actores para la descomposición de materia orgánica. Por lo tanto, en el proceso de la elaboración se necesita voltearlo varias veces para permitir el ingreso del aire al interior de las materiales orgánicas y así promover la descomposición. Durante este proceso, la materia orgánica pierde mucha energía, ya que se produce una gran cantidad de calor y gas CO<sub>2</sub> que son residuos de la oxidación de la materia orgánica, estos salen al ambiente y con ello la energía liberada. Al final, se va a obtener un producto mineralizado con poca energía acumulada. También, es muy común que se libere nitrógeno como amoníaco, produciendo olores fuertes y desagradables, por lo que se pierde el contenido de nitrógeno.

Por el contrario, el proceso de descomposición fermentativa es conocido como abono orgánico fermentado "Bokashi". Se elabora materia orgánica a fermentar bajo condiciones de escaso de aire con la acción de microorganismos facultativos fermentadores como microbios productores de ácido láctico, levaduras, etc. tanto nativos provenientes de materiales mismos como a través de una inoculación microbiana. La materia orgánica con microorganismos fermentadores mantiene el proceso a bajas temperaturas, lo que le permite que la energía no sea liberada al exterior durante la elaboración, de esta forma se puede aprovechar la máxima energía del producto. EL uso de inoculante microbiano asegura una buena fermentación, evitando que las bacterias productoras de ácido butírico comiencen a actuar sobre la materia orgánica provocando putrefacción y malos olores.

Figura 1. Transformación de materia orgánica



## 6. ¿Que es Bokashi? y diferencia entre Bokashi y Compost

“Bokashi” es una palabra japonesa que significa “materia orgánica fermentada” y una traducción de esta palabra al español es abono orgánico fermentado. Tradicionalmente, para la preparación del Bokashi, los agricultores japoneses usan materia orgánica como semolina de arroz, torta de soya, harina de pescado y suelo de bosque como inoculante microbiano. Estos suelos contienen varios microorganismos benéficos que aceleran la preparación de abono orgánico. El Bokashi ha sido utilizado por los agricultores japoneses como un mejorador de suelo que aumenta la diversidad microflora, mejora las condiciones físicas y químicas, previenen enfermedades del suelo y lo suple de nutrientes para el desarrollo de los cultivos.

El objetivo principal del uso de compost es suministrar los minerales como la nutrición inorgánica a los cultivos. En la preparación del compost, los minerales atrapados en la materia orgánica fresca se vuelven de fácil absorción para las plantas y se eliminan los patógenos que podrían estar en la materia orgánica fresca y causar daño al cultivo. Se

recomienda temperaturas relativamente altas, 60 °C – 80 °C para asegurar que mueran los microorganismos patógenos.

El objetivo principal de Bokashi es activar y aumentar la cantidad de microorganismos benéficos en el suelo, pero también, se persigue nutrir el cultivo y suplir alimentos (materia orgánica) para los organismos del suelo. El suministro derivado de microorganismos benéficos elimina los organismos patógenos gracias a una combinación de la fermentación alcohólica con una temperatura entre 40-50 °C.

Un compost es el proceso que sigue del proceso de descomposición oxidativa, el cual se avanza mineralización total y se asegura un suministro de minerales en estado ionizado y la temperatura alta en el proceso asegura la eliminación de microorganismos que podría competir por los nutrientes.

Mientras un Bokashi, el cual pasa de un proceso de descomposición fermentativa, mantiene un mayor contenido energético de materia orgánica al no alcanzar temperaturas tan elevadas hay menos pérdidas por volatilización. Además, suministra compuestos (vitaminas, enzimas, aminoácidos, ácidos orgánicos, antibióticos, antioxidantes, etc.) útiles para las plantas y al mismo tiempo activa los microorganismos benéficos durante el proceso de fermentación.

Cuadro 4. Esquema de Compost y Bokashi

	Compost	Bokashi	
		Aerobico	anaerobico
<b>Materiales</b>	rastrojo, granza, Bagaso, etc.	Semolina de arroz, Torta de soya, harina de pescado, hueso, etc	
<b>Proceso</b>	Aerobico □ Mezcla	Aerobico □ E Mezcla	Anaerobico □ En mezcla
<b>Temp.</b>	60 □ 80 □ ž	40-50 □ ž	25-30 □ ž (ambiente □ j
<b>Tiempo</b>	90 □ 180 dias	7-14 dias	10-21 dias
<b>C/N</b>	Aprox. 15	Aprox. 10	Aprox. 10
<b>Efecto</b>	Lento	Rapido	Rapido
<b>Humificacion</b>	Mas y rapido	Menos y lento	Menos y lento

## 7. Uso de inoculante microbiano para mejorar la calidad de abono orgánico

Un Bokashi tradicional preparado con el suelo de bosque como inoculante microbiano es una tecnología adecuada para agricultores pequeños. Sin embargo, cuando se requiere producir gran cantidad de Bokashi, es poco remuneradora, ya que el costo de sacar y transportar el suelo es generalmente muy alto. Por lo cual es muy importante introducir el producto microbiano como inoculante para mejorar la calidad de abono orgánico.

La Universidad EARTH ha venido desarrollando desde 1996 investigación sobre el uso de un producto microbiano que contiene diferentes tipos de microorganismos benéficos tales como *Lactobacillus*, levaduras, bacterias fototróficas. Se aplica no solamente para la investigación sino también a nivel comercial. La Universidad tiene alrededor de 300 hectáreas de banano comercial para la exportación, manejadas por la finca Agro-comercial. A partir de 1998 se inició la producción de Bokashi con el desecho de banano (Shintani, et al., 2000). Anteriormente, el banano de desecho no se utilizaba, y era una fuente de contaminación al medio, produciendo malos olores y moscas. Hoy en día es un recurso valioso para la finca. El Bokashi se prepara con una mezcla de banano de desecho y con el pinzote (90 %), mezclado con aserrín de madera (10%) y con la inoculación microbiana. Esta preparación tarda de 4 a 5 semanas, sin producir malos olores ni moscas. El tiempo requerido para la preparación de Bokashi es más corto que el del compost y el Bokashi contiene 3 veces más materia orgánica, como energía (comida) para los micro y macroorganismos en el suelo, si lo comparamos con el compost.

En la plantación de banano se aplica producto microbiano activado en solución al 3% en agua, cada 2 semanas, por aspersion sobre las hojas vivas de las plantas, sobre la base del tallo y sobre las hojas cortadas que se encuentran sobre el suelo. Sobre el suelo se aplica Bokashi a razón de 6 kg/planta, lo que equivale a 10 ton/ha. La aplicación de Bokashi redujo la población de nemátodos y aumentó las raíces funcionales de las plantas de banano en alrededor de un 98 %. Por ello, se ha suspendido la aplicación de nematicidas durante más de 2 años. La investigación realizada en la EARTH demostró que la aplicación de microorganismos benéficos y de Bokashi fue más eficiente que el uso de un nematicida químico (Furadán), en cuanto al tiempo de efectividad y control, para mantener baja la población de nemátodos en el cultivo de banano (Okumoto, et al, 2002).



## 8. Conclusión

Hoy en día, existen muchos productos microbianos en el mercado nacional e internacional. Al escoger o usar alguno de ellos, es recomendable tomar en cuenta los siguientes criterios:

- ¿El producto es muy seguro al humano?
- ¿El producto es muy fácil de utilizar?
- ¿El producto es de bajo costo?
- ¿El producto tiene alta eficiencia?

Para realizar agricultura sostenible y agricultura orgánica de alta calidad, el secreto está en como mejorar el suelo de la finca, aumentando biodiversidad microflora y volver a tener un balance equilibrado en el ecosistema. La tecnología de inoculantes microbianos juega un papel muy importante para acelerar el proceso. Por lo tanto, es indispensable conocer las características de ellos y sus usos adecuados. Además, nosotros debemos crear condiciones apropiadas para que los microorganismos trabajen eficientemente.

## 9. Bibliografías consultadas

Comisión nacional sobre protección de suelo. 1996.

Okumoto, S. et al. 2002. Experiencia de la universidad EARTH en el uso de la tecnología de EM (microorganismos eficaces) en el sistemas agropecuarios sostenibles. I Congreso Nacional de Agricultura Coservacionista.

Picado J.L.R. 2001. Guia de biopesticidas. J.R. Picado R. 180p.

Sangakkara U.R. et al. 2002. Impact of microbial inoculation on composting in organic systems. Proceeding of the 14<sup>th</sup> IFOAM World Congress. 43p.

Sasaki S. 1991. Informe de proyecto. La extensión del metodo organico para la agricultura en Alfaró Ruiz de Alajuela, Costa Rica. Servicio de Voluntarios Japoneses para la Cooperación con el Extranjeros. 28p.

Shintani, M; Tabora, P. 2000. Organic fertilizer: managing Banana Residues with Effective Microorganisms (EM). Proceeding 13 th. IFOAM Scientific Conference. 269p.

Ukai, N. et al. 1994. Practice of environmental purification by restoration to the original ecological environment. Chijin Shokan C., Ltd. 199 p. (en japonés)

# EL USO DE BIOFERTILIZANTES EN LA AGRICULTURA

---

Oscar Acuña  
Laboratorio de Bioquímica de Procesos Orgánicos  
Centro de Investigaciones Agronómicas  
Universidad de Costa Rica

## I. INTRODUCCION

La actividad agropecuaria, dirigida hacia una mayor productividad con miras a la seguridad alimentaria y productos para la exportación, se ha visto en la necesidad de desarrollar nuevas tecnologías, principalmente a través de la investigación en aquellos campos que afectan de alguna forma la eficiencia de los procesos productivos. Dentro de éstos, los factores de clima y suelos adquieren gran importancia, especialmente por la influencia que tienen las condiciones físicas (textura, compactación), químicas (nutrientes) y biológicas (actividad de microorganismos) del suelo sobre dicha productividad.

Los diferentes sistemas de manejo agrícola pueden afectar de una u otra forma la actividad microbiológica del suelo. El paso de equipo por la plantación provoca problemas de compactación lo cual repercute negativamente sobre la población de microorganismos al afectar fuertemente el intercambio gaseoso, la aplicación constante de agroquímicos también ejerce un efecto detrimental sobre la actividad biológica del suelo, de allí que los procesos de mineralización de la materia orgánica, la solubilización de elementos adheridos en los coloides de suelo y la transformación de compuestos de formas no asimilables a asimilables por las plantas (oxidación - reducción), que se llevan a cabo con la presencia de microorganismos que actúan en cada proceso, se ven afectados.

Actualmente se está dando mayor importancia al uso de alternativas que permitan recuperar los suelos en los aspectos antes mencionados, de tal forma que se logre una producción óptima sin deterioro del medio. Dentro de estas alternativas se encuentra el uso de abonos orgánicos, biofertilizantes, abonos verdes y coberturas. Su aplicación ha permitido incrementar los contenidos de materia orgánica del suelo, mejorar su estructura, aumentar la actividad biológica, mejorar la fertilidad del suelo, favorecer el desarrollo radicular y la

biomasa de los cultivos y reducir el efecto de plagas y fitopatógenos sobre la sanidad de los cultivos, lo que puede llegar a incrementar los rendimientos en términos altamente rentables.

## II. DEFINICIÓN DE BIOFERTILIZANTE

Los biofertilizantes son inoculantes microbianos o grupos de microorganismos, los cuales, de una forma u otra, proveen o mejoran la disponibilidad de nutrientes cuando se aplican a los cultivos.

La utilización de los biofertilizantes en los sistemas productivos es una alternativa viable y sumamente importante para lograr un desarrollo agrícola ecológicamente sostenible, ya que permite una producción a bajo costo, no contamina el ambiente y mantiene la conservación del suelo desde el punto de vista de fertilidad y biodiversidad.

## III. TIPOS DE BIOFERTILIZANTES

### A) *FIJADORES DE NITRÓGENO*

Estos microorganismos tienen la capacidad de transformar el N atmosférico a amonio y suministrarlo a los cultivos mediante varios procesos:

#### *Fijación simbiótica de N*

Se presenta una relación mutualista entre el microorganismo (huésped) y la planta (hospedero). El proceso se realiza en presencia de ambos y en estructuras especializadas (nódulos). Esta relación se encuentra principalmente entre plantas de la familia de las leguminosas y bacterias del género *Rhizobium* (genérico), sin embargo también se tiene entre el jaúl y actinomicetes del género *Frankia*. Se ha logrado determinar que la fijación simbiótica puede suplir de 40 a más de 300 kg de N/ha/año, dependiendo del cultivo.

#### *Fijación no simbiótica de N*

En este proceso se presenta la transformación del nitrógeno atmosférico sin necesidad de una relación mutualista y sin la presencia de estructuras especializadas (algunas

cianobacterias lo realizan en heterocistos). En éste caso, la asociación se presenta en una amplia gama de cultivos de interés agrícola. Dentro de los microorganismos que tienen ésta capacidad se encuentran:

Bacterias de vida libre (Azotobacter, Azospirillum, Clostridium)

Algas azul verdosas (Anabaena, Nostoc)

## B. SOLUBILIZADORES DE FÓSFORO

Paso de formas orgánicas a inorgánicas, insolubles o solubles mediado por microorganismos. Esta liberación de fosfatos insolubles a formas disponibles para las plantas se obtiene mediante los siguientes procesos:

### •A- Quelación:

Quelatos de Ca, Mg y Fe hechos por microorganismos. Se logra desestabilizar el P mineral y lo hace soluble.

### •B- Reducción del Fe:

La forma de Hierro  $Fe^{+2}$  es más soluble que  $Fe^{+3}$ , el fosfato de Fe se desestabiliza y se libera el difosfato.

### •C- Producción de ácidos orgánicos:

Los microorganismos producen y liberan algunos ácidos orgánicos que pueden reaccionar con aniones fosfato fijados, lo que permite su solubilización. Algunos ejemplos de éste proceso son:

•Acido Nítrico (Nitrosomonas)

•Acido carbónico (todos los productores de  $CO_2$ )

Los microorganismos que actúan en la solubilización ocupan el 10% de la población del suelo, se encuentran en la rizosfera y algunos géneros son:

- *Pseudomonas putidas*, *Mycobacterium*, *Micrococcus*, *Bacillus subtilis*

- *Thiobacillus*, *Penicillium bilaji*, *Aspergillus niger*.

### C- CAPTACION DE FOSFORO

Otro grupo de microorganismos, ampliamente conocidos y estudiados, tienen la capacidad de aumentar el área de captación y absorción de nutrientes, principalmente fósforo, a través de las raíces.

#### •Micorrizas:

Asociación simbiótica donde la micorriza aumenta la velocidad de captación de P y otros nutrientes (N, Fe y Cu).

#### TIPOS:

Ectotrópicas (árboles de zonas templadas)

Endotrópicas (cultivos de interés económico)

### D- PROMOTORES DE CRECIMIENTO

Estos son microorganismos que, durante su actividad metabólica, son capaces de producir y liberar sustancias reguladoras de crecimiento para las plantas. Dentro de éstos los más conocidos son:

- |  |                    |
|--|--------------------|
| ❖ <i>Bacillus</i>                          |                    |
| ❖ <i>Gibberella (Fusarium moniliforme)</i> | giberelinas        |
| ❖ <i>Anabaena, Nostoc</i>                  | ácido indolacético |
| ❖ <i>Diplodia macrospora</i>               | auxinas            |
| ❖ <i>Phomopsis</i>                         | auxinas            |

El siguiente cuadro presenta algunas aplicaciones comerciales de microorganismos empleados como biofertilizantes y afines.

**Cuadro 1. Algunas aplicaciones comerciales de microorganismos inoculados al suelo.**

USO	DESCRIPCIÓN	ORGANISMO
Fijación de N	Simbiótica	<i>Rhizobium, Frankia</i>
	No simbiótica	<i>Azotobacter, Azospirillum</i>
Suministro de P	Micorrizas	<i>Glomus</i>
	Solubilizadores	<i>Bacillus</i>
Factores de crecimiento	Microorganismos efectivos	<i>Azotobacter, Rhizobium</i>
Descomponedores	Compost, Bocashi	<i>Lactobacillus, levaduras</i>
Biodegradación	Aceites, grasas	<i>Pseudomonas, Bacillus, Flavobacterium</i>

En la actualidad el uso de biofertilizantes, aplicados como inoculantes dentro de los sistemas de producción agrícola, está teniendo un gran auge, especialmente para lograr una mayor disponibilidad de nutrientes en el tiempo y una menor dependencia de los fertilizantes químicos. Esto ha permitido un rendimiento sostenible de los cultivos, con la conservación del medio ambiente y una mayor tasa de retorno.

**Debido a que los productos biológicos del tipo de los biofertilizantes son elaborados con organismos vivos, se requiere de un cuidadoso manejo para así evitar una reducción de su efectividad.**

#### IV. CARACTERÍSTICAS DE LOS BIOFERTILIZANTES

Los productos biológicos para uso agrícola son elaborados con diferentes microorganismos que tengan un efecto positivo sobre algunos procesos de descomposición y síntesis que se dan en el suelo y para la liberación y aporte de algunos nutrientes importantes para los cultivos. Estos se ponen a crecer en medios de cultivo específicos para luego adicionarlos a un soporte o sustrato inerte que aporta la fuente energética para la sobrevivencia y multiplicación de los microorganismos. Dichos productos pueden ser líquidos o sólidos, los cuales, una vez aplicados al suelo o a las plantas, incrementan su actividad y ejercen el efecto esperado de

acuerdo a su naturaleza (mayor velocidad de descomposición de sustratos, producción de reguladores de crecimiento, aporte de nutrientes, etc.).

Muchos de estos productos pueden contener uno o más microorganismos, de tal forma que se mantengan los principios básicos de ecosistemas naturales, los cuales son sostenibles por sus constituyentes, por la calidad y la cantidad de sus poblaciones. Otro aspecto importante es que los suelos presentan grandes variaciones con respecto al tipo y número de microorganismos. Generalmente los suelos más fértiles, menos degradados, con más contenido de materia orgánica y menos contaminados con productos químicos permiten mantener altas poblaciones, con una mayor diversidad de especies.

**Generalmente el éxito en la aplicación de inoculantes dependerá del conocimiento de sus requerimientos nutricionales y ambientales, así como de su interacción con otros microorganismos, incluyendo su habilidad para coexistir en cultivos mezclados con otros microorganismos, tanto antes como después de su aplicación al suelo.**

## **V. LA PRODUCCION DE BIOFERTILIZANTES**

Para la producción comercial de los biofertilizantes se requiere cumplir con una serie de etapas o fases:

### **FASE I:**

#### ***SOPORTES O SUSTRATOS***

Es importante contar con soportes o sustratos que permitan una protección de los microorganismos a condiciones adversas, que mantengan mayores períodos de latencia, sin alterar su alto nivel de inóculo y que permitan su fácil manejo y aplicación.

### **FASE II:**

#### ***MULTIPLICACIÓN***

Para el desarrollo de ésta fase se requiere contar con cultivos de la o las cepas de microorganismos, provenientes de colecciones nacionales o internacionales, los cuales se ponen a crecer en medio líquido para así obtener el inóculo madre o inicial. Este se somete



a control de calidad (recuentos y pureza). Posteriormente se preparan recipientes o fermentadores de mayor volumen, con el medio de cultivo específico y se inoculan con el cultivo madre. Durante la fase de multiplicación se toman muestras del caldo de cultivo para determinar concentración y pureza.

### **FASE III:**

#### ***FORMULACION***

Una vez que se cuenta con el material de soporte adecuado y acondicionado para la estabilidad de los microorganismos y se tenga el caldo bacteriano con alta concentración y pureza, se inicia la fase de formulación, donde se mezcla el caldo con el soporte (sólido o líquido). Aquí es importante tomar en cuenta la proporción y compatibilidad cuando se trabaja con varios microorganismos.

Posteriormente se realiza el empaque en la presentación preestablecida y su almacenamiento hasta su empleo. Durante ésta fase se realizan controles de calidad de los lotes.

### **VI. INDICACIONES Y USOS**

Los biofertilizantes deben traer indicado en su etiqueta el tipo y número de microorganismos que contienen, expresado en unidades formadoras de colonias por mililitro o gramo según sea su presentación. Los microorganismos se pueden indicar por grandes grupos como por ejemplo bacterias, hongos, protozoarios y actinomicetes, o por su clasificación taxonómica como Bacillus, Rhizobium, Azotobacter, etc. Junto a su nombre aparecerá la concentración en el producto. El Cuadro 2 menciona algunas marcas de productos biológicos disponibles en el mercado.

La concentración de microorganismos en los productos varían de acuerdo a las recomendaciones de uso del producto. Estos se aplican al suelo directamente antes o después de la siembra del cultivo, ya sea en forma líquida mediante aspersión o en forma sólida en el surco de siembra o sobre toda la superficie. Otros se pueden mezclar primero con la semilla antes de la siembra. También existen productos para ser aplicados al follaje. Las dosis y épocas

de aplicación durante el ciclo del cultivo dependerán de la concentración del producto y la recomendación del fabricante.

**Cuadro 2. Biofertilizantes disponibles en el mercado para uso agrícola.**

MARCA	ORGANISMO	EFEECTO	CULTIVOS
AgriGro	<i>Azotobacter</i> , <i>Bacillus</i> , <i>Clostridium</i>	Disponibilidad de N	Hortalizas, frutas, café, granos, ornamentales
Probiol	<i>Rhizobium</i>	Disponibilidad de N	Leguminosas
E 2001	<i>Azotobacter</i> , <i>Clostridium</i> , <i>Klebsiella</i>	Disponibilidad de N	Hortalizas, Frutas, granos, ornamentales
Fertibiol	<i>Azotobacter</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Bacillus</i> , <i>micorrizas</i>	Disponibilidad de N Disponibilidad de P Desarrollo de raíces	Hortalizas, frutales. Granos. Ornamentales
Burize	<i>Glomus</i>	Disponibilidad de P	Hortalizas, melón, ornamentales, pastos
Biozim	<i>Azotobacter</i> , <i>Aspergillus</i> , <i>Bacillus</i>	Promotor de crecimiento	Sin restricciones
Mycormax	<i>Glomus</i>	Disponibilidad de P	Hortalizas, melón ornamentales, pastos

Como estos productos son fabricados con organismos vivos, deben ser sometidos a un riguroso control de calidad para así asegurarse que cumplan con las indicaciones de la etiqueta, de tal forma que se pueda garantizar su efectividad cuando se usa.



## VII. RECOMENDACIONES PARA EL USO DE LOS BIOFERTILIZANTES

- a- Estos productos no deben exponerse a altas temperaturas ni a la luz directa del sol.
- b- Si se aplican a la semilla, esta se debe sembrar inmediatamente después de inocular o a más tardar dentro de las próximas 24 horas.
- c- Si el producto se aplica al suelo hacerlo en las primeras horas del día o en la tarde.
- d- Asegúrese de la buena preparación del producto antes de colocarlo en el equipo de aspersión.
- e- Use la cantidad apropiada del producto.
- f- Lavar adecuadamente el equipo de aspersión antes de adicionar el producto.
- g- Utilizar el producto antes de su fecha de vencimiento.
- h- Almacenar el producto a las temperaturas indicadas en la etiqueta hasta su empleo.
- i- No aplicar si la humedad del suelo es deficiente.

Lo anteriormente expuesto demuestra que es de suma importancia considerar los programas de manejo de la plantación, de tal forma que, además de mantener o aumentar la productividad, se logre mejorar las condiciones físico-químicas y biológicas del suelo, lo que significa un incremento cuantificable e importante en los ingresos, así como un mejoramiento en el medio ambiente de proyecciones invaluable para la sociedad.

## QUELATOS COMO FERTILIZANTES

---

Eloy A. Molina  
Centro de Investigaciones Agronómicas  
Universidad de Costa Rica.

La nutrición de plantas es una de las principales prácticas agronómicas que favorecen el crecimiento y la productividad de los cultivos. El suministro adecuado de nutrientes para las plantas depende de la fertilidad del suelo y sus propiedades físicas, así como del adecuado suministro de fertilizantes. Los fertilizantes cumplen de esta forma un papel relevante en la obtención de altos rendimientos y son considerados como un insumo necesario en la gran mayoría de explotaciones agrícolas. Entre los diferentes tipos de fertilizantes, los quelatos son considerados como una opción importante para mejorar la eficiencia en el suministro de micronutrientes principalmente, tanto en aplicaciones al suelo como foliar.

Los quelatos son sustancias que forman parte de muchos procesos biológicos esenciales en la fisiología de las plantas, como por ejemplo en el transporte de oxígeno y en la fotosíntesis. Muchas de las enzimas catalizadoras de reacciones químicas son quelatos. Otros ejemplos de quelatos biológicos naturales incluyen a la clorofila y la vitamina B12.

Un quelato es un compuesto orgánico de origen natural o sintético, que puede combinarse con un catión metálico y lo acompleja, formando una estructura heterocíclica. Los cationes metálicos son ligados en el centro de la molécula, perdiendo sus características iónicas. El quelato protege al catión de otras reacciones químicas como oxidación-reducción, inmovilización, precipitación, etc.

El proceso de quelación de un catión neutraliza la carga positiva de los metales permitiendo que el complejo formado quede prácticamente de carga 0. Esto es una ventaja en fertilización foliar para facilitar la penetración de iones a través de la cutícula foliar cargada negativamente, y de esta forma no hay interferencia en la absorción por efecto de repulsión o atracción de cargas eléctricas. De esta forma los quelatos pueden ser absorbidos y

translocados más rápidamente que otros compuestos como las sales debido a su estructura que los hace prácticamente de carga neta 0.

Esta mayor velocidad de absorción a través de la cutícula foliar y la epidermis radicular constituye una ventaja comparativa con relación a las fuentes de sales porque hay menor riesgo de pérdida del nutrimento por lavado y aumenta la eficiencia para la corrección de deficiencias. Sin embargo, el costo de los quelatos generalmente es más alto que otras fuentes. Los quelatos pueden ser utilizados en aplicaciones foliares y al suelo. Todo catión polivalente es capaz de formar quelatos. La estabilidad de los quelatos difiere con el catión metálico:  $Fe > Cu > Zn > Mn > Ca > Mg$ . Los agentes quelatantes también difieren en su habilidad para combinarse con un catión metálico. La fuerza con que el catión es acomplejado por el agente quelatante puede afectar su disponibilidad para la planta

Los fertilizantes quelatados pueden ser fabricados mediante reacción química del catión metálico y el agente quelatante, o formulados mediante una mezcla física de la fuente del nutrimento y el producto acomplejante. Durante el proceso de formulación de los quelatos, los iones metálicos son incorporados dentro de la estructura del agente quelatante en forma de sales solubles, para asegurar la disponibilidad del elemento y que el producto tenga una alta solubilidad en agua que facilite su aplicación en aspersión foliar o fertirrigación.

Los quelatos son formulados para suplir nutrimentos individuales o combinados. Es común encontrar formulaciones que contienen varios nutrimentos, a menudo incluyendo todos los micronutrimentos y algunos elementos mayores como N, Ca, Mg y S. Estas fórmulas completas son conocidas como “multiminerales”.

Aunque los quelatos pueden utilizarse tanto al suelo como en el follaje, existen algunas diferencias en cuanto a requerimientos, como se observa en el cuadro 1. La fuerza de acomplejamiento del quelato con el catión metálico afecta la disponibilidad del mineral para las plantas. Los agentes quelatantes débiles no son aptos para proteger los cationes acomplejados contra reacciones adversas en el suelo como hidrólisis y fijación a pH altos.

**Cuadro 1. Condiciones que debe tener un quelato para su uso como fertilizante**

Aplicación foliar	Aplicación al suelo
1- Fácilmente absorbido por las plantas	1- No debe ser fácilmente reemplazado por otros cationes polivalentes en el suelo
2- Rápidamente translocado dentro de la planta	2.- Debe ser estable contra hidrólisis
3- Fácil de descomponer para que libere el nutrimento	3- Tiene que ser resistente a la acción microbial
	4- Debe ser soluble en agua
	5- No debe ser fácil de precipitar por iones o coloides en el suelo
	6- No debe ser fitotóxico para las plantas

Los quelatos para utilización en fertilizantes foliares pueden dividirse en tres categorías: sintéticos, orgánicos de cadena corta, y orgánicos naturales.

Los **quelatos sintéticos** usualmente tienen una alta estabilidad. Uno de los primeros agentes sintéticos utilizados en nutrición de plantas fue el EDTA (Ácido etilendiaminotetracético). El EDTA es un agente muy versátil que forma complejos con metales catiónicos de gran estabilidad. Es muy utilizado en la industria química y alimenticia, como componente de jabones, para retener el color de frutas enlatadas, y retener el sabor de salsas y mayonesas, etc.

Los agentes quelatantes más fuertes, tales como el EDTA, son usados también en aplicaciones el suelo, ya que su alta estabilidad impide que el catión metálico se pierda fácilmente. El EDTA es uno de los agentes quelatantes de mayor uso en la industria de fertilizantes foliares. Otros quelatos sintéticos incluyen el DTPA y EDDHA. En el Cuadro 2, se presenta una clasificación de agentes quelatantes sintéticos y naturales, de acuerdo con su poder acomplejante. La mayoría de los quelatos sintéticos se utilizan para acomplejar

micronutrientes. Los quelatos con poder acomplejante fuerte son más recomendados para utilizarlos en aplicaciones al suelo o en fertirrigación. Los agentes quelatantes intermedios son más utilizados en aplicaciones foliares, siendo una de sus principales ventajas el hecho de poder corregir deficiencias de micronutrientes en forma más rápida que las sales inorgánicas, debido a su mayor capacidad de translocación hacia diferentes órganos de la planta. Los agentes con poder quelatante débil sólo son utilizados en condiciones especiales, no son recomendados para uso en los suelos.

**Cuadro 2. Agentes quelatantes agrupados de acuerdo con su poder quelatante**

<b>FUERTE</b>	<b>INTERMEDIO</b>	<b>DÉBIL</b>
EDTA	Poliflavonoides	Ácido cítrico
HEEDTA	Sulfonatos	Ácido ascórbico
DTPA	Ácidos húmicos	Ácido tartárico
EDDHA	Ácidos fúlvicos	Ácido adípico
NTA	Aminoácidos	
CDT	Ácido glutámico	
	Polifosfatos	

En el Cuadro 3 se presenta una lista de algunos fertilizantes sintéticos quelatados con elementos menores.

**Cuadro 3. Fuentes de fertilizantes con micronutrientes y quelatos sintéticos**

<b>Fuente</b>	<b>Fórmula</b>	<b>Contenido del elemento (%)</b>
Quelatos de Cu	Na <sub>2</sub> CuEDTA	13
	CaCuHEDTA	9
Quelatos de Fe	NaFeEDTA	5-14
	NaFeHEDTA	5-9
	NaFeEDDHA	6
	NaFeDTPA	10
Quelatos de Mn	MnEDTA	12
Quelatos de Zn	ZnEDTA	6-14
	NaZnNTA	13
	NaZnHEDTA	9

Los **quelatos orgánicos de cadenas cortas** son agentes acomplejantes muy débiles, de poca estabilidad y baja efectividad. Algunos ejemplos son los ácidos cítrico, ascórbico y tartárico (cuadro 2).

Los **quelatos orgánicos naturales** presentan diferentes grados de efectividad como agentes quelatantes, ubicándose la mayoría de ellos como acomplejantes intermedios. Estos agentes incluyen poliflavonoides, lignosulfatos, aminoácidos, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, polisacáridos, etc. Algunas de las fuentes orgánicas naturales son fabricadas por la reacción de sales metálicas con subproductos, principalmente aquellos derivados de la industria de la pulpa de madera tales como fenoles, lignosulfatos y poliflavonoides. Estos subproductos son bastante complejos por lo que la naturaleza de las reacciones no es muy clara y podría ser similar al de los quelatos. En los últimos años estas fuentes han tomado gran interés debido a su naturaleza orgánica y que la mayoría son de origen natural. Poseen poco riesgo de causar fitotoxicidad, lo que los hace más apropiados para aplicación foliar, y muchos de ellos tienen propiedades estimulantes del crecimiento y desarrollo vegetal. Los ácidos húmicos y fúlvicos y los aminoácidos o proteínas hidrolizadas, son algunos de los quelatos orgánicos más utilizados.

### **Ácidos húmicos y fúlvicos**

Los ácidos húmicos y fúlvicos son compuestos orgánicos no muy bien definidos químicamente, que constituyen la parte más elaborada de la materia orgánica. Se derivan de diferentes materias primas originadas principalmente de yacimientos de carbón orgánico como lignitos, turbas, etc. Los ácidos húmicos y fúlvicos forman humatos y fulvatos con los cationes del suelo, con lo que evitan la retrogradación. Son capaces de fijar los nutrimentos que son aplicados con los fertilizantes al suelo, disminuyendo las pérdidas por lixiviación e inmovilización. Los ácidos húmicos son activadores de la flora microbiana del suelo con lo que aumenta la mineralización la materia orgánica y la consecuente liberación de nutrimentos a formas disponibles para las raíces de las plantas. Los ácidos húmicos y fúlvicos incrementan la Capacidad de Intercambio Catiónico del suelo y la retención de humedad. Estimulan el desarrollo de la raíz, y a nivel foliar aumentan la permeabilidad de la membrana celular facilitando la absorción de nutrimentos.



Los ácidos húmicos y fúlvicos son agentes naturales quelatantes de metales catiónicos, por lo que son utilizados para la nutrición mineral de los cultivos debido a la acción acomplejante que ejercen sus grupos funcionales carboxílicos (COOH) e hidroxílicos (OH). Estos grupos funcionales son la porción biológicamente activa de los ácidos húmicos y fúlvicos que proveen las cargas negativas que permiten que los metales catiónicos sean acomplejados en forma de quelatos. Los ácidos húmicos y fúlvicos también contienen grupos funcionales amino cargados positivamente y que pueden acomplejar aniones como fosfatos, sulfatos, nitratos, etc.

Constituyen una alternativa eficaz para la nutrición de los cultivos, no solo por su capacidad de acomplejar cationes, sino además por los efectos estimulantes del crecimiento vegetal y su facilidad para incrementar la absorción foliar. Como desventajas con relación a otras fuentes, los ácidos húmicos por lo general son de mayor costo y de menor concentración de nutrimentos debido a su capacidad más limitada para acomplejar cationes.

### **Aminoácidos**

El uso de aminoácidos en fertilización foliar es relativamente reciente y se inició a partir del desarrollo de tecnología para la fabricación de aminoácidos libres mediante diferentes procedimientos entre los que se destacan principalmente: a) síntesis química, b) fermentación bacteriana, c) hidrólisis ácida, d) hidrólisis enzimática. El principio básico que utiliza esta tecnología para la fabricación de fertilizantes foliares es la formación de proteínas hidrolizadas en las que se incorporan los nutrimentos catiónicos como Ca, Mg, K, Fe, Cu, Zn y Mn. Estos minerales quedan suspendidos entre dos aminoácidos que conforman los grupos donadores y uno de ellos, generalmente un grupo amino (NH<sub>2</sub>), forma un enlace covalente complejo, mientras el otro grupo carboxílico (COOH) forma un enlace iónico. De esta forma los iones metálicos quedan acomplejados dentro de la estructura formando un quelato orgánico. La carga iónica del metal es neutralizada por los aminoácidos en forma similar como ocurre con los quelatos sintéticos. Esto evita que el metal sea sometido a fuerzas de repulsión o atracción por las cargas negativas de la cutícula foliar facilitando la absorción. La mayoría de los quelatos de aminoácidos son de bajo peso

molecular, lo que en teoría favorecería también la entrada del quelato a través de la cutícula, las paredes celulares y las membranas celulares. Una de las ventajas más reconocidas de los aminoácidos es su rápida absorción, que en algunos casos oscila entre 1-3 horas para completar el 50 de absorción.

Otro principio que utiliza esta tecnología es que la planta recibe aminoácidos biológicamente activos de rápida absorción y translocación, lo cual reduce el gasto de energía metabólica por parte de la planta en la síntesis de proteínas. También se le atribuyen propiedades bioestimulantes en el crecimiento vegetal. Algunas desventajas de estos productos son su costo elevado en comparación con otras fuentes y su baja concentración de nutrimentos.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Bertsch F. 1995. La Fertilidad de los suelos y su manejo. San José, Costa Rica, ACCS. 157
- Black C. 1992. Soil Fertility evaluation and control. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 746 p.
- Boaretto A.E.; Rosolem C.A. 1989. Adubacao foliar. Vol. I-II. Fundacao Cargill, Campinas, Brasil. 669 p.
- Domínguez A. 1993. Fertirrigación. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España. 217 p.
- Enyelstad O. 1985. Fertilizer technology and use. 3th ed. SSSA Madison, Wisconsin. 663 p.
- Espinoza J. 1996. La nutrición foliar. Informaciones Agronómicas (INPOFOS). No. 25: 4-9.
- Hignett T.P.; McClellan G.H. 1985. Sources and production of micronutrient fertilizers. Fertilizer Research 7: 237-259.
- Hsu H. 1986. Chelates in plant nutrition. In: Foliar feeding of plants with aminoacids chelates. California, USA. pp. 209 - 216.
- International Fertilizer Development Center. 1979. Fertilizer Manual. Muscle Shoals, Alabama. 353 p.
- Kuepper G. 2000. Foliar fertilization. ATTRA Project, USDA. 11 p.  
<http://www.attra.org>

Lorenz O.; Maynard D. 1988. Knott's Handbook for vegetable growers. 3° ed. John Wiley and Sons, New York. 456 p.

Loué A. 1988. Los microelementos en agricultura. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España. 354.

Malavolta E. 1990. La fertilización foliar: bases científicas y significado en la agricultura. Suelos Ecuatoriales 20(1): 29-43.

Molina E. 1999. Fertilización foliar. Resumen curso Fertilizantes y Enmiendas, Facultad de Agronomía, Universidad de Costa Rica. 10 p.

Morverdt J. 1991. Micronutrients in Agriculture. 2° ed. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin. 760 p.

Rosolem C.A. 1992. Eficiencia da adubacao foliar. In XX Reunion Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutricao de Plantas, Fundação Cargill, Piracicaba, Brasil. P. 315-351.

Santos A.T.; Aguilar D. 1999. Fertilización foliar, un respaldo importante en el rendimiento de los cultivos. Terra 17(3):247-255.

Segura A. 1993. Aspectos básicos de la fertilización foliar. In IX Congreso Agronómico Nacional, Colegio de Ingenieros Agrónomos, Vol. 1, N° 70, Sesiones de actualización y perspectivas. San José, Costa Rica.

Tisdale S. 1993. Soil Fertility and Fertilizers. 5° ed. McMillan Co., Columbus, Ohio. 454 p.

## CAPITULO 4. ARTICULO 1.

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

Claudia Yaniris Muñoz Astaiza<sup>1</sup>, Reinhold Muschler<sup>2</sup>  
Gabriela Soto Muñoz<sup>2</sup>, Jean-Michel Harmand<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Estudiante de Maestría en Agroforestería Tropical, CATIE, Turrialba, Costa Rica.

<sup>2</sup>Profesor/Investigador, CATIE, Turrialba, Costa Rica.

<sup>3</sup>Profesor/Investigador, CIRAD-Forit/CATIE, Costa Rica

Palabras claves: compostaje, compost, broza de café, liberación de nutrientes, 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 evaluó los rendimientos del compostaje de un compost de broza de café y un compost elaborado con gallinaza, suelo, carbón vegetal, cascarilla y mucilago 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 con 4 bloques, 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 se explica por su menor grado de descomposición. La liberación de C varió entre 41-46% del contenido inicial. El compost de broza presentó las mayores tasas de liberación de 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 pudieron causar 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 nutrientes son entregados al ambiente, ya que de ello depende la eficiencia en la sincronización demanda - oferta y la disminución de las pérdidas por lixiviación. La liberación de nutrientes 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: clima (principalmente temperatura y humedad), propiedades del suelo (mineralogía de las arcillas especialmente), calidad de los materiales (relación C/N, contenidos de polifenoles y lignina) y actividad de invertebrados (Lavelle *et al.* 1993).

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

Cuando el material ya ha pasado por un proceso de descomposición como en el caso de los compost, la mineralización ha transformado los nutrientes contenidos en los compuestos orgánicos a formas asimilables como  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ , 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 nutrientes 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 nutrientes son la edad del compost (Robertson y Morgan 1995) y los contenidos iniciales de nutrientes. 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 con el auge de la agricultura orgánica y los costos ambientales por la falta de manejo de éstos residuos (Alfaro y Rodriguez 1994, Zambrano e Isaza 1998). Entre los usos dados esta 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.

El empleo de la broza de café como abono no es reciente, siendo referenciado en manuales de finales del siglo XIX (Saenz, 1895). Se han realizado diversos estudios para evaluar su valor como fertilizante, llegando a la conclusión que con la aplicación de 6 kg al hoyo de siembra más 6 kg superficiales/pl/año se alcanzan los mismos rendimientos que con productos de síntesis (50g/pl el primer año y 150g del segundo año en adelante, el fertilizante empleado correspondió a un grado 12-6-22, Uribe y Salazar 1983). 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 % de N , Dicha situación en sistemas de producción orgánicos y con poca entrada de insumos le resta eficiencia al sistema.

Dentro de este marco, esta investigación tuvo el objetivo de evaluar el proceso de compostaje de broza de café y una mezcla de otros residuos del beneficiado del café y gallinaza, en términos de la calidad del producto y la pérdida de nutrimentos, además de determinar la tasa de liberación de nutrimentos a partir de estos dos compost y un lombricompost elaborados 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 empleados en 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). 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 los mismos productores.

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 (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%, valor recomendado 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 evaluaron las variables: temperatura a 4 profundidades (0-10, 11-20, 21-30 y 31-40 cm); 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 es decir la cantidad de material que se obtiene luego del compostaje, se pesó 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. La madurez se determinó por medio de dos indicadores, las relaciones C/N y  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ .

## ENSAYO DE LIBERACIÓN

El experimento se realizó en las parcelas de café orgánico del Centro Agronómico Tropical y Enseñanza, ubicadas a  $9^{\circ}53'30''$  L.N. y  $83^{\circ}39'23''$  L.O. con las siguientes condiciones, 617 msnm de altitud,  $21.8^{\circ}\text{C}$  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 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  $330\ \mu\text{m}$  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  $40\ \mu\text{m}$ . La unidad experimental (parcela) fue un grupo de 7 bolsas de descomposición puestas bajo la copa de 7 cafetos seleccionados al azar por parcela y la unidad muestral fue cada bolsa.

Las parcelas tuvieron área entre 100 a  $180\ \text{m}^2$ , no se empleó un área única debido a que en algunas secciones del cafetal, las filas de cafetos podadas obligaban a ampliar el área de las parcelas para obtener 30 cafetos útiles como valor mínimo (se determinó como plantas útiles a aquellas que iniciaban una fase productiva, la característica determinante de esta fue la



presencia de botones florales ó flores). Las variedades de café fueron Catimor y Caturra, la edad de los cafetos fluctuaba 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 un tamaño de agujero de 25 mm<sup>2</sup> 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<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub> (Extracción con KCl 2 N y determinación por destilación), N total P, K, Ca, Mg (metodología) y materia orgánica (Walkley-Black), los valores obtenidos se transformaron a mg/Kg de materia seca.

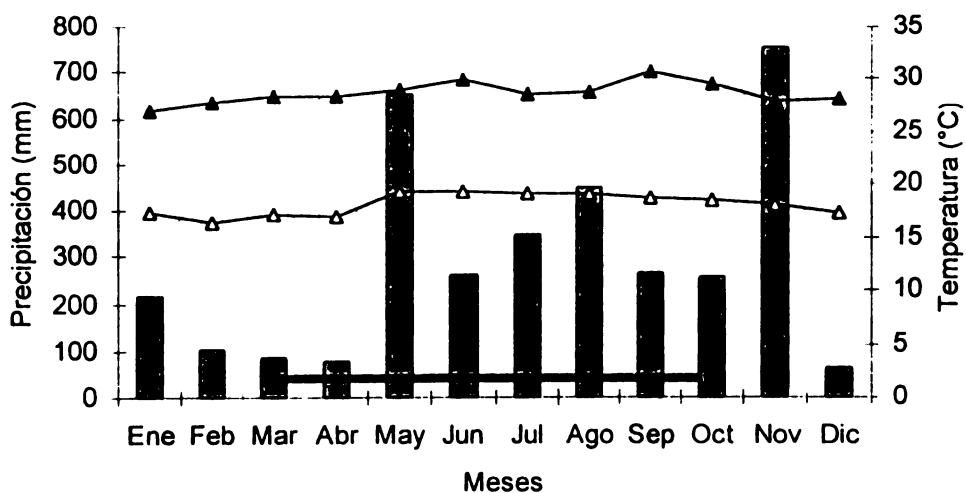


Figura 1. Precipitación mensual (barras) y temperatura máxima (□) y mínima (□) en CATIE, Turrialba, Costa Rica durante 2002. La barra horizontal indica el período experimental.

## ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

Las tasas de descomposición y liberación se calcularon de acuerdo al modelo lineal o logarítmico, al cual se ajustará el nutrimento. 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 diferencias 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 QUÍMICA DE LOS COMPOST

La fase termofílica ocurrió durante los primeros 18 días durante el compostaje de la broza y a los 28 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 alta humedad relativa y bajas temperaturas presentes en estos días (Fig. 3). Por lo anterior, se recurrió a aplicar una fuente de azúcares para aumentar la temperatura, *miel de purga*, a razón de 2 l/pila, esto logró incrementar la temperatura pero sólo hasta una semana después de la aplicación, mientras se eliminó el exceso de humedad de la pila por medio de una mayor aireación alcanzada con volteos diarios. A partir de los 36 días hubo un aumento de la temperatura en ambas pilas, la cual se estabilizó en 40°C en la broza y 43°C en la gallinaza, momento en el cual se decidió aplicar el material ya que se cumplió el objetivo de disminuir la humedad (Fig. 2) y con ello las condiciones anaerobias.

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 los diferentes contenidos de humedad inicial (cuadro 2). Para el caso del compost de broza, los rendimientos hallados en este estudio se acercan a los encontrados por Blandón *et al.* (1999) (8.87% 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) reportan 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, material de naturaleza celulósica (Murillo *et al.* 1975).

El pH sólo mostró variaciones en el compost de broza, en una unidad aproximadamente, lo cual se debió posiblemente a los altos contenidos de calcio iniciales. En cambio, Blandón *et al.* (1999) observaron un incremento del pH desde 4.4 hasta 8.25 en compost de broza respectivamente.

En el compost de broza, todas las concentraciones de nutrimentos se incrementaron (cuadro 2) situación debida a la pérdida de materia seca durante el compostaje, principalmente con la liberación del CO<sub>2</sub>. En el compost de residuos, los incrementos tuvieron menor intensidad (cuadro 2), como consecuencia de la menor pérdida de materia seca. En este compost, el calcio presentó reducción en su concentración, lo que pudo provocarse con 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.

Los compost tuvieron diferencias estadísticas significativas en las variables N total, nitratos, carbono, potasio y pH, esto se explica porque fueron recolectados 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) esto se debe a la mayor edad del material. El porcentaje de N 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 (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 se encuentran 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, 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 hallan 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 N (Irissón *et al.* 1999, Blandón *et al.* 1999).

La concentración de calcio en el compost y lombricompost de broza fue superior a la 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. 4). Los nutrientes 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 supera ampliamente el 60% recomendado (Rink 1992). Este exceso de humedad probablemente conllevó a la denitrificación y posterior volatilización del N. 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 son 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 si se perdió en un 73% aproximadamente.

## MADUREZ DEL COMPOST

Respecto a la madurez, la relación C/N de los tres compost se encuentra dentro del rango de 8 a 15 mencionado por Mustin (1987) para el final del compostaje. Así mismo, la relación  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$  es 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.

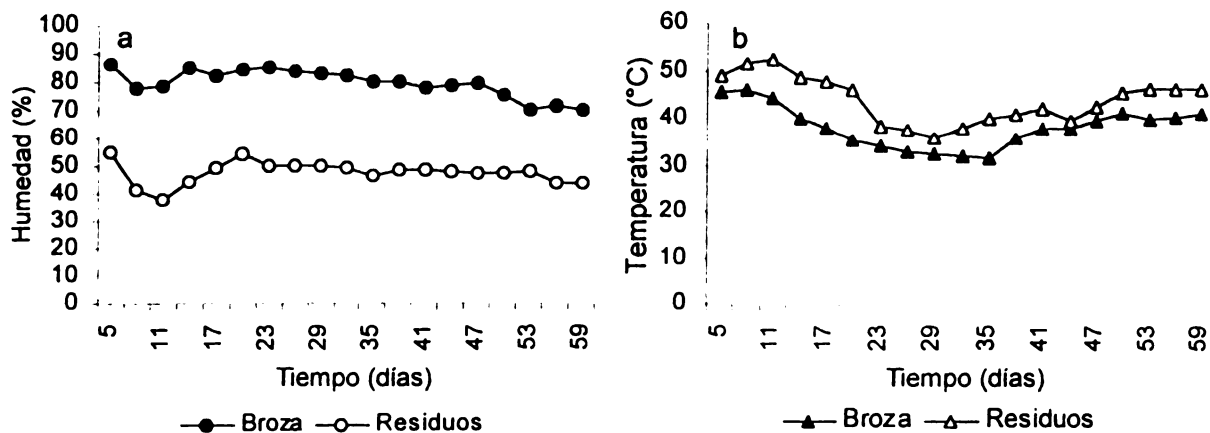


Figura 2. Evolución de la humedad (a) y la temperatura (b) del compost de broza y el compost de residuos durante 59 días de compostaje. Media, n = 2.

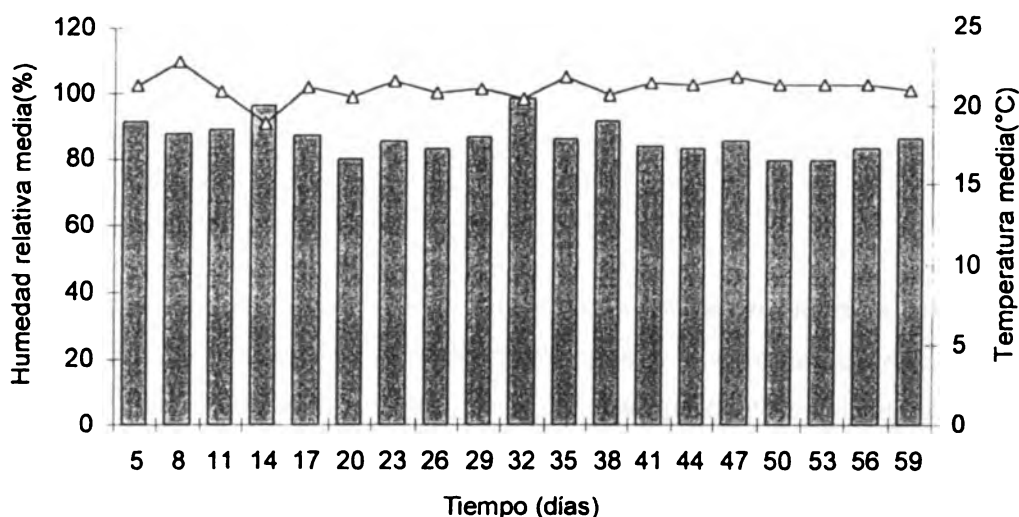


Figura 3. Evolución de la humedad relativa media (barras) y la temperatura del aire (□) durante el periodo de compostaje. Fuente CATIE, 2002.

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	Final
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

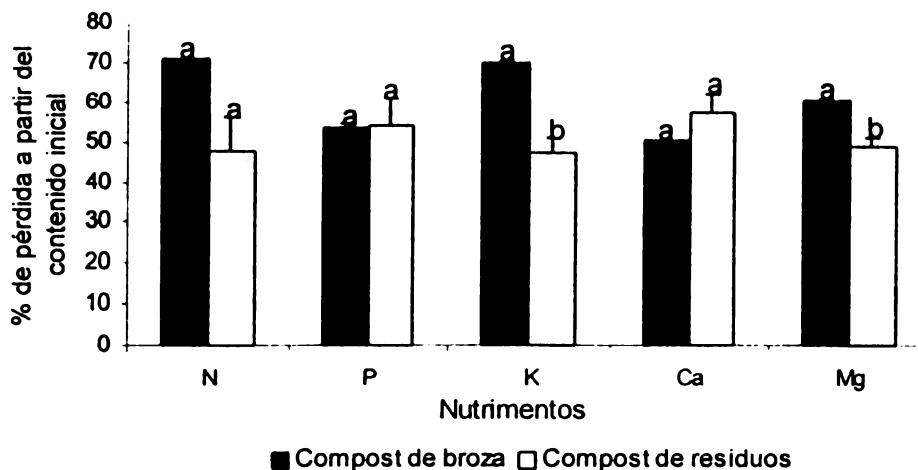


Figura 4. Pérdida de nutrientes durante 69 días de compostaje en los compost de broza y compost de residuos. Media por tratamiento y de. Diferencias entre medias son estadísticamente significativas cuando las medias están seguidas de letras diferentes. ( $P < 0.05$ ,  $n = 2$ ).

## PATRONES DE DESCOMPOSICIÓN DE LOS COMPOST EN CAMPO

### Materia seca remanente

La pérdida de materia seca de los tres compost se ajustó a una función lineal (Fig. 5a). 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 el 35.9% presentando diferencias estadísticas significativas frente a los otros dos compost (Cuadro 3).

Las tasas de liberación de materia seca desde el día 53 hasta el día 209 (cuadro 4) tuvieron correlación positiva con la tasa de mineralización de C (cuadro 5) hallada en laboratorio durante 102 días de incubación (Ver Cap. 5. Fig. 2b). Esta correlación implica que los diferentes grados de descomposición de los compost, definidos a través de la producción de  $\text{CO}_2$  en condiciones de laboratorio, se reflejan en diferentes pérdidas de materia seca en condiciones de campo. Así mismo 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 liberación 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, además de la obvia influencia medioambiental, sin embargo es de esperar que los compost debido a que ya han pasado por una etapa de descomposición presentaran tasas de descomposición menores que en materiales frescos como hojarasca.

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 más a estas tasas (figura 2), 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 MS hallada por Balkcom *et al.* (2001) es menor ya que se encontró en un año, mientras el compost de broza liberó 36% de su MS en tan solo 209 días. Es posible que esto se deba 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, esto partiendo de la referencia dada por Mustin (1987) en la cual se considera que la relación C/N final del compostaje debe estar entre 8 a 15.

Una pérdida cercana a la del lombricompost fue hallada por un estudio durante un año, por He *et al.* (2000), quienes encontraron pérdidas alrededor del 10.4% de la materia seca de un co-compost 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, indicando posiblemente mayor madurez.

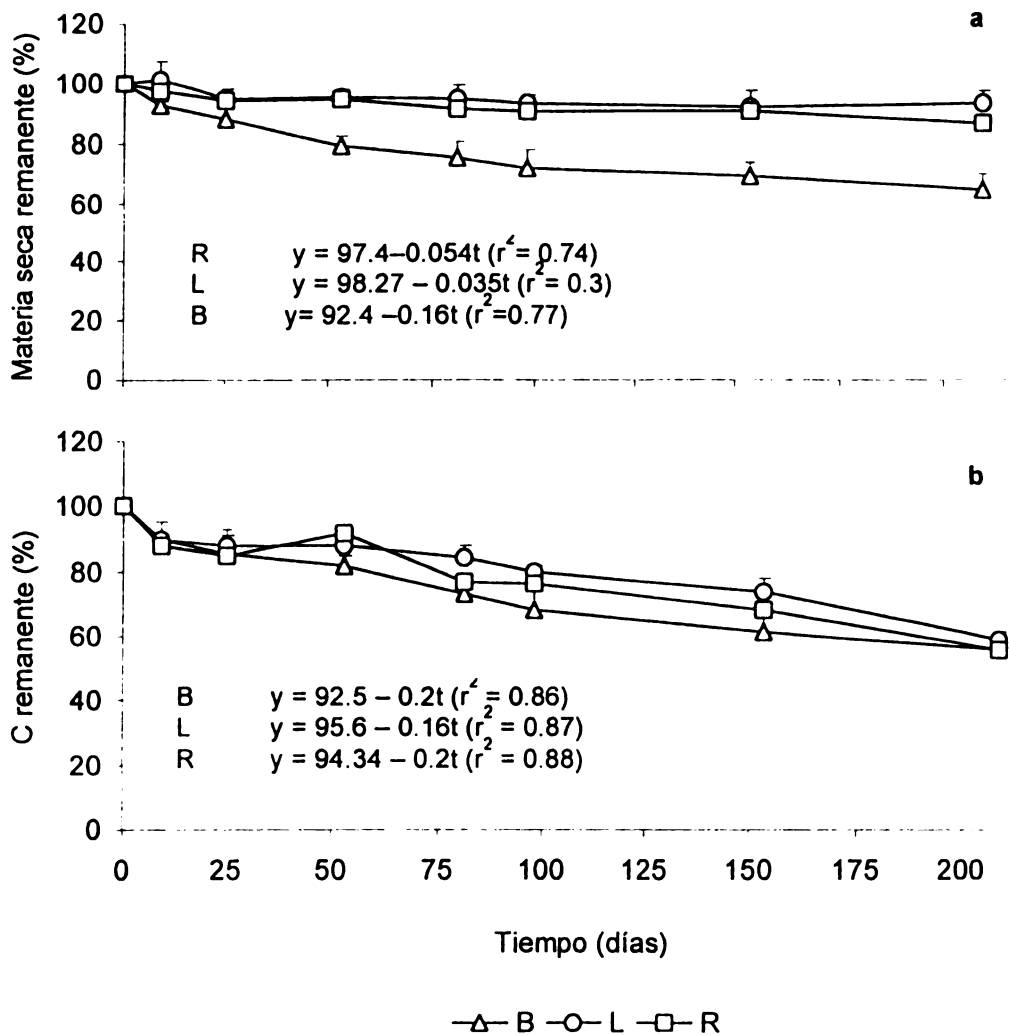


Figura 5. Liberación de materia seca(a) y Carbono (b) de compost de broza (B), lombricompost (L) y compost de residuos (R) durante 209 días en condiciones de campo. Media y de Modelos de liberación de nutrientes.

Cuadro 4. Tasas<sup>1</sup> de liberación de materia seca (MS), carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (mg) durante cuatro periodos en 209 días 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

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



## Liberación de Carbono

La liberación del carbono tuvo un ajuste al modelo lineal en los tres tratamientos (Fig. 5b). Al final de los 209 días de evaluación el compost de broza liberó el 45.5%, el compost de residuos el 44.2% y el lombricompost el 41% del C orgánico inicial (cuadro 3). Aunque entre el compost de broza y el lombricompost no se presentaron diferencias estadísticas al final del período de evaluación (cuadro 3) si siguieron la misma tendencia que con la liberación de materia seca.

Se encontró correlaciones significativas entre las tasas de liberación de C de los días 98 y 153 (cuadro 4) con la tasa de mineralización de C (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 termino. El contenido de N inicial total no tuvo influencia sobre la perdida de materia seca (cuadro 5).

Las pérdidas en este estudio son mayores a las reportadas por He *et al.*(2000) evaluando un co-compost de residuos de palma durante un año de evaluación, ellos encontraron perdidas alrededor del 19% del C inicial, algunas posibles causas para estas diferencias pueden ser la menor pluviosidad (1485 mm anuales) y la mayor relación C/N (15.4).

Cuadro 3. Promedio de materia seca, carbono y nutrientes 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

Cuadro 5. Coeficientes de correlación de Pearson ( $r$ ) para pares de variables experimentales, TC<sub>102</sub>, tasa de mineralización del C entre los 0 a 102 días; TN<sub>42</sub>, 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<sub>53, 98, 153, 209</sub>, tasas de liberación de materia seca del 0 al 53, 98, 153 y 209 día; C<sub>53, 98, 153, 209</sub>, tasas de liberación del carbono del 0 al 53, 98, 153 y 209 día; N<sub>53, 98, 153, 209</sub>, tasas de liberación del N del 0 al 53, 98, 153 y 209 día; P<sub>53, 98, 153, 209</sub>, tasas de liberación del P del 0 al 53, 98, 153 y 209 día; K<sub>53, 98, 153, 209</sub>, tasas de liberación del K del 0 al 53, 98, 153 y 209 día; Ca<sub>53, 98, 153, 209</sub>, tasas de liberación del Ca del 0 al 53, 98, 153 y 209 día; Mg<sub>53, 98, 153, 209</sub>, tasas de liberación del Mg del 0 al 53, 98, 153 y 209 día;

	TC <sub>102</sub>	TN <sub>42</sub>	Ci	Ni	Pi	Ki	Cai	Mgi	C/N
MS <sub>53</sub>	0.60*	0.64*	0.80*	0.77**	-0.71**	0.96**	ns	ns	ns
MS <sub>98</sub>	0.64*	0.73**	0.75**	0.71**	-0.65*	0.95**	ns	ns	ns
MS <sub>153</sub>	0.60*	0.80**	0.77**	0.74**	-0.68*	0.93**	ns	ns	ns
MS <sub>209</sub>	0.75**	ns	0.70*	0.66*	ns	0.96**	ns	-0.61*	ns
C <sub>53</sub>	ns	ns	0.88**	0.87**	-0.84**	0.79**	-0.74**	ns	-0.74**
C <sub>98</sub>	0.68*	0.68*	ns	ns	ns	0.84**	ns	ns	ns
C <sub>153</sub>	0.75**	0.73**	ns	ns	ns	0.81**	ns	ns	ns
C <sub>209</sub>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
N <sub>53</sub>	ns	ns	0.97**	0.98**	-0.98**	0.62*	-0.96**	ns	-0.96**
N <sub>98</sub>	ns	0.78**	0.81**	0.79**	-0.75**	0.81**	ns	ns	ns
N <sub>153</sub>	ns	0.61*	0.58*	ns	ns	ns	-0.63*	ns	-0.63*
N <sub>209</sub>	0.61*	ns	0.74**	0.71**	-0.64*	0.89**	ns	ns	ns
P <sub>53</sub>	0.96**	ns	ns	ns	ns	0.67*	ns	-0.94**	ns
P <sub>98</sub>	ns	0.68*	0.99**	0.98**	-0.97**	0.79**	-0.89**	ns	-0.90**
P <sub>153</sub>	ns	0.64*	0.98**	0.99**	-0.99**	0.67*	-0.95**	ns	-0.95**
P <sub>209</sub>	ns	0.61*	0.99**	0.99**	-0.97**	0.78**	-0.88**	ns	-0.89**
K <sub>53</sub>	ns	ns	-0.83**	-0.84**	0.86**	ns	0.87**	ns	0.87**
K <sub>98</sub>	0.86**	0.65*	ns	ns	ns	0.96**	ns	-0.73**	ns
K <sub>153</sub>	0.76**	0.71**	0.69*	0.65*	ns	0.99**	ns	-0.61*	ns
K <sub>209</sub>	0.96**	ns	ns	ns	ns	0.90**	ns	-0.88**	ns
Ca <sub>53</sub>	ns	ns	0.71**	0.74**	-0.79**	ns	-0.87**	0.65*	-0.87**
Ca <sub>98</sub>	ns	ns	0.79**	0.81**	-0.85**	ns	-0.89**	ns	-0.89**
Ca <sub>153</sub>	ns	ns	0.67*	0.69*	-0.73**	ns	-0.79**	ns	-0.79**
Ca <sub>209</sub>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.60*	ns	-0.60*
Mg <sub>53</sub>	-0.73**	ns	ns	0.60*	-0.68*	ns	-0.82**	0.85**	-0.82**
Mg <sub>98</sub>	ns	ns	0.68*	0.71**	-0.77**	ns	-0.86**	0.70*	-0.86**
Mg <sub>153</sub>	ns	ns	0.72**	0.75**	-0.80**	ns	-0.89**	0.69*	-0.89**
Mg <sub>209</sub>	ns	ns	0.90**	0.90**	-0.90**	0.63*	-0.86**	ns	-0.86**

## PATRONES DE LIBERACIÓN DE NUTRIMENTOS

El compost de broza liberó más del 50% de sus contenidos de P y K en los 209 días de evaluación, los demás nutrientes liberaron menos de la mitad de su contenido inicial. Con respecto al lombricompost, a excepción del K todos los nutrientes liberaron menos del 60% de su contenido inicial. El compost de residuos fue el tratamiento que menos liberó sus nutrientes (cuadro 3).

### Nitrógeno

Durante los primeros 98 días de evaluación, ningún tratamiento tuvo una tendencia definida en la liberación de nitrógeno (Fig. 6a). El compost de residuos tuvo el comportamiento más irregular, esto se debió posiblemente a su composición diversa en comparación con los dos compost elaborados con sólo broza, por este hecho, el compost de residuos tuvo el menor ajuste al modelo lineal.

Al cabo de 209 de evaluación, el compost de broza perdió el 37% de su nitrógeno inicial y el lombricompost de broza y el compost de residuos perdieron cada uno el 24% (cuadro 3). Se halló correlaciones negativas significativas entre las tasas de liberación de N a los días 53 y 153 y la relación C/N, por lo cual se considera que existe una tendencia que entre mayor sea la relación C/N hay mayor disponibilidad de N-NO<sub>3</sub> y N-NH<sub>4</sub> para ser liberados. También se halló correlaciones positivas significativas con el contenido inicial de N total, esto se explica por el mayor contenido de N del compost de broza y que a la vez fue el que más liberó N. La tasa de mineralización de C hallada en laboratorio también tuvo correlación positiva con la tasa de liberación de N, es decir que hay una relación entre la liberación del C en el campo y la mineralización del C en el laboratorio.

En la misma localidad donde se realizó este estudio, Vilas (1990) encontró que la hojarasca de *Erythrina poeppigiana* durante 60 días de evaluación en condiciones de campo, liberó alrededor del 45% de su contenido inicial, porcentaje que supera en casi tres veces el liberado por la broza. En otro estudio sobre hojarascas, Arco-Verde (1990) 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, pero el compost de residuos no logró ajustarse a ningún modelo (Fig. 6b). Al final de los 209 días de evaluación, el compost de broza perdió 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 tuvo influencia 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 complementar 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 como fuente principal de P la gallinaza), produjeron los mayores contenidos de P en las plantas.

## **Potasio**

El K fue el único nutrimento que tuvo una liberación no lineal (Fig. 6c) aunque solo para los tratamientos lombricompost y compost de residuos, ya que la liberación en el compost de broza se ajustó a un modelo lineal presentando la mayor tasa de liberación. Al cabo de los 209 días de evaluación, el compost de broza, el compost de residuos y el lombricompost perdieron 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 producto de una menor valencia. 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, en el que 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 12 semanas los contenidos en base seca de K se redujeron del 3% hasta el 0.5% peso seco. Estas pérdidas son inferiores 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 menores pérdidas en este 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 logró ajustarse a ninguna función (Fig. 7a). Al final de los 209 del periodo de evaluación el compost de broza y el lombricompost perdieron el 22% y 30% respectivamente de sus contenidos iniciales. El compost de residuos no tuvo pérdidas debido probablemente a los altos contenidos provenientes del  $\text{CaCO}_3$  que contenía la gallinaza con que se mezcló, por esta razón se halló correlaciones negativas significativas entre el contenido inicial de Ca y la tasa de liberación (cuadro 5). 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 nutrientes en hojarasca, este nutriente también presenta altas variaciones en su contenido (Maheswaran y Gunatilleke 1988, Lehman *et al.* 1995) con incrementos y decrecimientos constantes.

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: Bajo *Theobroma cacao* alrededor del 11% y bajo *Coffea arabica* el 35% 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 este estudio, sugiere que en suelos con bajos contenidos de calcio, se debe emplear fuentes de rápida liberación como las minerales.

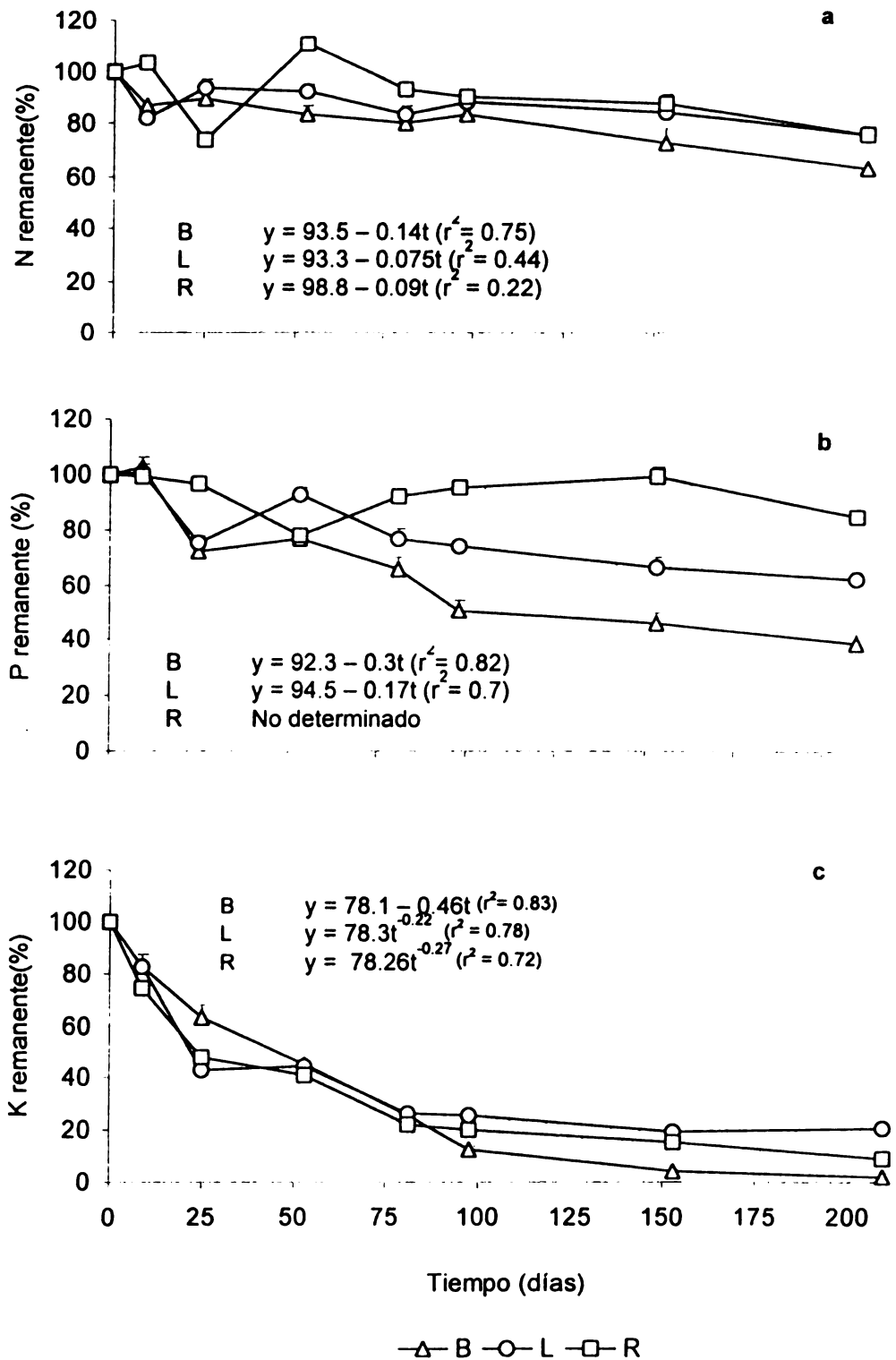


Figura 6. Liberación de N(a), P(b) y K(c) de compost de broza (B), lombricompost (L) y compost de residuos (R) durante 209 días en condiciones de campo. Media y de. Modelos de liberación de nutrientes.

## **Magnesio**

La liberación de magnesio se ajustó a un modelo lineal en el compost y lombricompost de broza (Fig. 7b). El compost de residuos sólo presentó una tasa de liberación definida luego de los 98 días de evaluación (Fig. 7b). Al cabo de los 209 días de evaluación los compost y lombricompost de broza liberaron 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 tiene 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. poeppigiana*, 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.

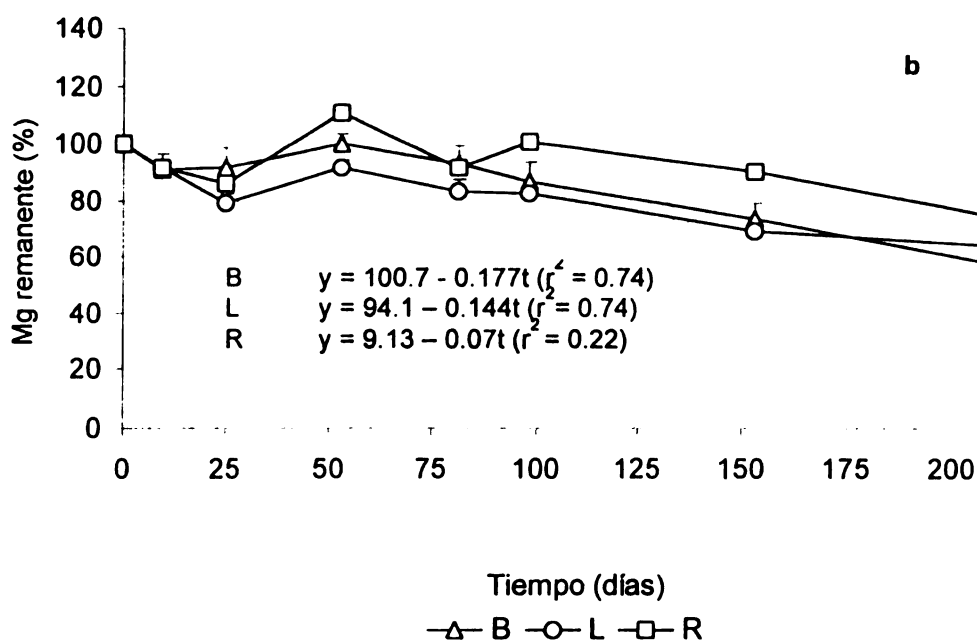
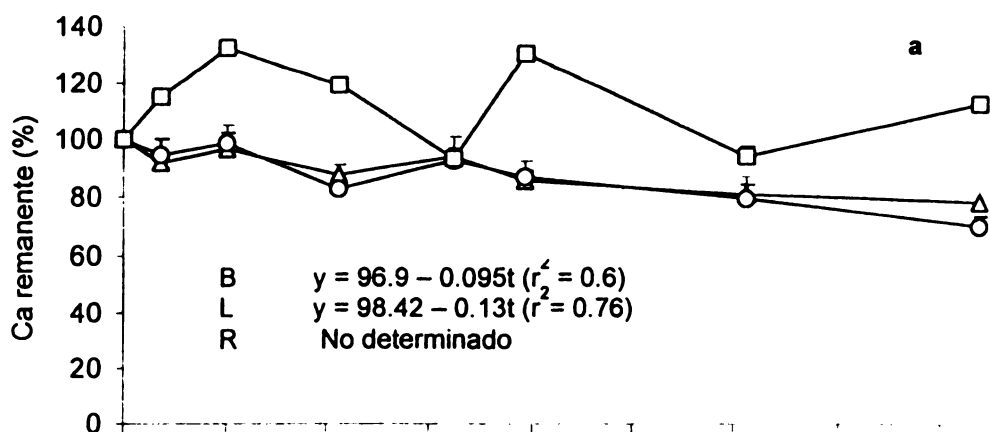


Figura 7. Liberación de Ca(a) y Mg(b) de compost de broza (B), lombricompost (L) y compost de residuos (R) durante 209 días en condiciones de campo. Media y de. Modelos de liberación de nutrientes.



## **CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

Durante los dos meses de compostaje se presentaron pérdidas mayores al 50% de los contenidos iniciales, porcentaje superior al liberado en campo durante 7 meses en la mayoría de nutrimentos.

Las tasas de descomposición 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 siguieron el orden: compost de broza > compost de residuos = lombricompost. El porcentaje total liberado vario entre 24 a 37% del contenido inicial. 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. El porcentaje total liberado vario entre 15 a 61% del contenido inicial. 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, 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 porcentaje total liberado vario entre 79 a 98% del contenido inicial. 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. El porcentaje total liberado vario entre 0 a 30% del contenido inicial.

Las tasas de liberación de Mg siguieron el orden: compost de broza = lombricompost > compost de residuos. El porcentaje total liberado vario entre 41 a 45% del contenido inicial.

## LITERATURA CITADA

- Alfaro, M del R; Rodríguez, 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.
- 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.
- 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, NV. 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.
- Calle, HV. 1977. Subproductos del café. Boletín Técnico No. 5. Federación Nacional de Cafeteros de Colombia. 82 p.
- 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/>.
- 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.
- Carrillo, CM; Gómez, ZJ; Miranda, CJ. 1995. Caracterización de los ácidos húmicos extraídos de cuatro lombricompostos 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.
- 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.
- 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.
- 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. Martínez, C; Romero, R; Corlay L, Trinidad, A y Santoyo, LF. Chapingo México. p 145-147.
- Jones, JB; Case, V. 1990. Soil testing and plant analysis. SSSA Book Series 3ª ed. Wisconsin. P 414.
- Lavelle, P; Blanchart, E; Martin, A; Martin, S; Spain, A, Toutain, F; Barois, I; Schaefer, R.A 1993. Hierarchical model for decomposition interrestrial ecosystems; Application to soils of the humid tropics. *Biotropica* 25 (2): 130-150.

- 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; Tzitzia, FO. 1997. Elaboración de composta aeróbica de pulpa de café en Zongolica, Veracruz. *Revista Chapingo Serie Horticultura* 3 (1):55-59.
- Maheswaran, J; Gunatilleke, AUN. 1988. Litter decomposition in a lowland rain forest and a deforested area in Sri Lanka. *Biotropica* 20 (2); 90-99.
- Martins, O; Dewes, T. 1992. Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. *Bioresource Technology* 42: 2 (103-111)
- 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. X. Cambios en la composición química del pergamino de café por efecto de diferentes tratamientos alcalinos. *Turrialba* 25 (2): 179-182.
- Mustin, M. 1987. *Le Compost, Gestion de la matière organique*. Editions François DUBUSC. Paris, 954 p.
- 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.
- Orozco, FH; Cegarra, J; Trujillo, LM; 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.
- 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
- 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.
- Uribe, HA; Salazar, AN. 1983. Influencia de la pulpa del café en la producción del cafeto. *Cenicafé* 34(2): 44-58.
- 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. Fermentation of a mixture of corn-cobs and coffee pulp for the cultivation of *Pleurotus ostreatus*. 1999. *Micología-Neotropical- Aplicada* 12: 67-74.
- 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 oxígeno 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.

# MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO Y CARBONO DE COMPOST DE RESIDUOS DEL BENEFICIADO DEL CAFÉ

---

Claudia Yaniris Muñoz Astaíza  
CATIE

## Resumen

En condiciones de laboratorio se evaluó 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 en relación 1/ 0.13/ 0.04/ 0.03/ 0.001 peso seco. Los compost se incubaron a 28°C durante 102 días, con y sin suelo (inceptisol); 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 los mayores contenidos de materia seca, aunque en el tratamiento del compost de broza, las plantas tuvieron menor materia seca de raíces. Se halló una correlación positiva significativa entre el contenido de materia seca de maíz y los contenidos iniciales de nitrógeno inorgánico y el nitrógeno mineralizado (mg/kg) ( $r = 0.97$  y  $0.8$  respectivamente).

- Schinner, F; Kandeler, E; Öhlinger, R; Margesin, R. 1995. *Methods in Soil Biology*. Alemania. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. p 95-98.
- Sikora, LJ; Yakovchenko, V. 1996. Soil organic matter mineralization after compost amendment. *Soil Science Society of America Journal* 60: 1401-1404.
- 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.
- Wu, L; Ma, LQ; Martinez, GA. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids and compost. *Journal of Environmental Quality*. 29: 424-429.
- Zucconi, F; Peram, A; Forte, M; De Bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity of immature 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, Liconsa, RF., Gutierrez, M. Xalapa, Veracruz. México del 12 al 15 de abril de 1989. p 63-77.

## INTRODUCCIÓN

El uso de residuos del beneficio del café, principalmente la broza, como fuente de nutrimentos para la caficultura se ha intensificado con el 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 volatilización del nitrógeno (Hadas *et al.* 1983), 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, esta especie se ha empleado en 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

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, 2480 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 en los tres tratamientos.

Tipo de compost	Ingredientes	Procesamiento
Compost de broza	Broza fresca de café	Volteo cada 2 días
Lombricompost de broza	de 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 empleados en 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). 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.

El compostaje se realizó bajo techo en 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. 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%, valor recomendado 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*.

## CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE LOS COMPOST

Los compost se secaron a 65°C para determinar materia seca, la materia orgánica se analizó por el método de Walkley-Black (Nelson y Sommer 1982), C orgánico (Nelson y Sommer 1982), N total por el método semimicro Kjeldahl (Jones y Case 1990), pH en agua. La madurez se determinó por medio de dos indicadores, las relaciones C/N y  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ .

## MINERALIZACIÓN IN VITRO DE C y N.

Las tasas de mineralización de C y N de los compost fueron determinadas bajo incubación aeróbica 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 sólo (S) como control. Se utilizaron 4 repeticiones para todos los tratamientos. El tratamiento de suelo se empleó para determinar el  $\text{CO}_2$  y el N mineralizado de los compost en mezcla con el suelo. Esto por medio de la diferencia entre el  $\text{CO}_2$  y el N mineralizado por los compost en mezcla y el  $\text{CO}_2$  y el N mineralizado por el suelo. El diseño empleado fue 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 Dystropepts (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 CO y 0.31% de nitrógeno total. Los compost fueron secados al aire y molidos (< 2 mm) para homogeneizar 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  $\text{CO}_2$ , 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<sup>1</sup>. 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.

En el segundo tipo de recipientes de 95 ml se colocaron 10 g de compost solos, los recipientes pequeños se usaron debido a la gran cantidad de CO<sub>2</sub> 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 sólo ó 24.2 de suelo sólo 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<sub>2</sub> 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<sub>2</sub> 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<sub>2</sub> no fue evaluado continuamente durante el período experimental, la evolución del CO<sub>2</sub> 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 sembró 6 semillas,

---

<sup>1</sup> 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 exposición con el compost y un área efectiva de aplicación del 39%, este porcentaje se calculó a

eliminando 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 camuflará los efectos del compost. El suelo tuvo una humedad de 67% al momento de tomar la muestra, pH 4.7 en agua, 6.9% de materia orgánica, 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 encuentran dentro de una categoría baja de fertilidad, el contenido de MO es medio. 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

### COMPOSICIÓN DE LOS COMPOST

Los tres compost presentaron diferencias estadísticas significativas en las variables analizadas (Cuadro 2), a pesar de que dos de ellos fueron elaborados a partir del mismo material, broza de café. Estas diferencias podrían ser explicadas por los dos meses de mayor edad de la broza del lombricompost y por lo tanto la mayor posibilidad de pérdida de nitrógeno. El tipo de compostaje, es otro factor que causa diferencias en la composición, al respecto Blandón *et al.* (1999) reportaron diferencias estadísticas significativas entre el lombricompost y el compost de broza a favor del primero. El compost de residuos

---

partir del supuesto que el compost se aplica alrededor del cafeto cubriendo 0.5 m de radio de la copa ISIC, 1987.

presentó los contenidos más bajos en nitrógeno y carbono orgánico desde el inicio del compostaje.

La concentración de nitrógeno hallada en el lombricompost 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). 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 Tzitzia 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 a que la gallinaza utilizada tuvo bajos contenidos (anexo).

## Cuadro 2. Características químicas de los compost evaluados.

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 N total)	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 <sub>4</sub> -N/NO <sub>3</sub> -N	0.02 +/- 0.0 b	0.01 +/- 0.0 b	0.10 +/- 0.0 a

Para cada característica, los valores seguidas de letras diferentes 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 se encuentra dentro del rango de 8 a 15 mencionado por Mustin (1987) para el final del compostaje. Así mismo, la relación  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$  es 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<sub>2</sub>/kg de suelo mas compost, mientras el suelo solo liberó en promedio 0.9 g C-CO<sub>2</sub>/kg de suelo (Fig. 1). Esto indica que la adición de 3 a 5 g de C orgánico por kilogramo de suelo (se calculo a partir de las relaciones compost/suelo seco y los contenidos de C orgánico de cada compost) produce hasta el doble de la mineralización de C-CO<sub>2</sub> del suelo solo. Este C-CO<sub>2</sub> mineralizado 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 C-CO<sub>2</sub> mineralizado fue el suelo con compost de broza, indicando mayor cantidad de carbono lábil en éste compost.

La diferencia entre el C-CO<sub>2</sub> liberado del suelo con el C-CO<sub>2</sub> liberado del suelo mezclado con compost 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 descomposición. 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 biosólidos cuando éste se mezcló con suelo. Este aspecto requiere más investigaciones detalladas sobre las condiciones sobre las cuales se presenta esta estimulación y en cuales condiciones no.

En términos del C-CO<sub>2</sub> liberado a partir del porcentaje del C orgánico inicial total, los compost con y sin suelo liberaron entre el 4 al 20% durante 102 días de evaluación (Fig. 2b). Durante la incubación, las mayores tasas se presentaron antes de los 42 días, posteriormente

tendieron a disminuir debido posiblemente a la descomposición de los materiales lábiles (cuadro 3). Al respecto, Hadas y Portnoy (1994) encontraron que el efecto de la adición de materiales orgánicos en la evolución del CO<sub>2</sub> 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 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<sub>2</sub> de los compost con y sin suelo siguieron el orden B > R > L (cuadro 3), 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 4). 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 sólo aporta información sobre la cantidad de C y no 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 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 4), es decir que a mayor porcentaje de C orgánico se liberó más CO<sub>2</sub> pero no necesariamente hubo mayor descomposición a partir del C orgánico inicial.

Cuadro 4. Coeficientes de correlación de Pearson (r) para pares de variables experimentales, NI, Porcentaje de nitrógeno inicial total; NIN, Nitrógeno inorgánico inicial (mg/kg); TN<sub>7</sub> tasa de mineralización de N entre los días 0 a 7; TN<sub>21</sub> tasa de mineralización de N entre los días 0 a 21; TN<sub>42</sub> 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<sub>7</sub> tasa de mineralización de C entre los días 0 a 7; TC<sub>21</sub>, tasa de mineralización del C entre los días 0 a 21; TC<sub>42</sub>, tasa de mineralización del C entre los días 0 a 42; TC<sub>102</sub>, tasa de mineralización del C entre los días 0 a 102; CM, carbono mineralizado (en mg C-CO<sub>2</sub>/kg de compost); C/N, relación carbono/nitrógeno; CO, porcentaje de carbono orgánico. \*\*P < 0.01 \*P < 0.05, ns =no significativa n= 24.

	NIN	TN <sub>7</sub>	TN <sub>21</sub>	TN <sub>42</sub>	NM	TC <sub>7</sub>	TC <sub>21</sub>	TC <sub>42</sub>	TC <sub>102</sub>	CM	CN	CO
NI	0.94* *	ns	- 0.89* *	ns	0.90**	ns	ns	ns	ns	0.66*	- 0.95* *	0.99* *
NIN	-	ns	- 0.96* *	ns	0.77**	ns	ns	ns	-0.6*	ns	- 0.99* *	0.89* *
TN <sub>7</sub>		-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.63*	ns	ns
TN <sub>21</sub>			-	ns	-0.74**	ns	ns	ns	0.6*	ns	0.96* *	- 0.84* *
TN <sub>42</sub>				-	0.82**	ns	ns	ns	ns	0.69*	ns	ns
NM					-	ns	ns	ns	ns	0.79*	- 0.77* *	0.92* *
TC <sub>7</sub>						-	0.99**	0.99* *	0.99**	0.58*	ns	ns
TC <sub>21</sub>							-	0.99* *	0.99**	0.61*	ns	ns
TC <sub>42</sub>								-	0.99**	0.58*	ns	ns
TC <sub>102</sub>									-	ns	0.6*	ns
CM										-	ns	0.75* *
CN											-	- 0.9**

## MINERALIZACIÓN DE N

Durante los primeros siete días de incubación B0 y L0 presentaron una fuerte disminución de N-NO<sub>3</sub> (Fig. 3a) y un ligero incremento en los contenidos de N-NH<sub>4</sub> (Fig. 3b). Luego de

la primera semana hasta el día 42 se observa que hay mineralización pero sin superar los contenidos iniciales de N (Fig. 3b). En el caso de R0, la pérdida de N no ocurrió en los primeros siete días pero si ocurrió posteriormente (Fig. 3b). La pérdida de nitrógeno estuvo probablemente ligada al alto contenido de N-NO<sub>3</sub> de B0 y L0 ó a una inmovilización inicial en R0 debido a sus bajos contenidos de N. Una situación similar a la ocurrida con estos compost incubados sin suelo fue reportada por Beloso *et al.* (1993), ellos 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 vario entre 20 a 61 mg/kg por kilogramo 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 mineralizado, seguido de L1 con 2.4g y R1 con 0.9 g de N (Figura 5a). Hubo diferencias estadísticas significativas en el N mineralizado por tratamientos (cuadro 5). La mayor cantidad de N mineralizado de B1 y L1 se debe a que tuvieron los más altos contenidos de N inicial total, variables que correlacionaron positivamente (cuadro 4). La menor mineralización de N de R1 se explica por su menor contenido de N inicial total. Esto se reafirma con la correlación positiva entre la relación C/N, la tasa de mineralización de C a los 102 días y la correlación negativa de C/N con la cantidad de N mineralizado (cuadro 4).

Al final del período 0 a 42 días, y en los compost con suelo, la proporción del N inicial total mineralizado de los compost varió entre 8% a 11% (Fig. 5b). Durante los 42 días de incubación L1 tuvo la tendencia a presentar las menores tasas (cuadro 5), esto se explica por presentar el mayor grado de descomposición. Sin embargo, la relación C/N no tuvo correlación con las tasas de mineralización de N (cuadro 4), 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, 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 a medida que la edad de los compost se incrementaba de 0 a 16 semanas, disminuyendo de 0.25%/día a 0.044%/día. Esta disminución conforme avanza 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.

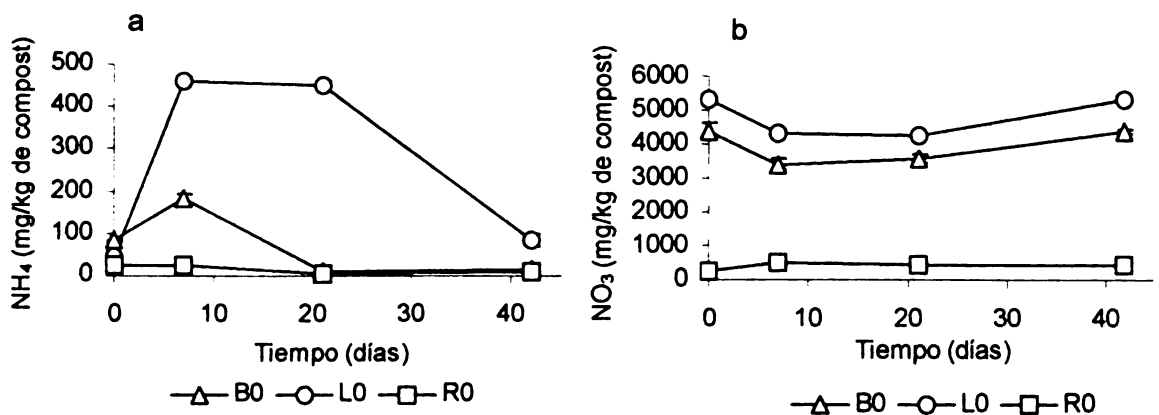


Figura 3. Evolución de  $\text{NH}_4$  (a) y  $\text{NO}_3$  (b) durante 42 días de incubación de tres compost sin mezcla con suelo. B0, compost de broza, L0, lombricompost de broza y R0, compost de residuos.

Las tasas de mineralización de los tres compost con suelo son 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 varían 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 residuos de café y estiércol vacuno (3.1% de N total, 34% de C, 11.3 de C/N) durante 4 meses, así mismo en otros estudios se han hallado tasas de mineralización de N superiores como el reportado por Castellanos y Pratt (1981) 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.



Acerca de las diferencias en las tasas, una rápida oferta de nitrógeno mineral es adecuada con cultivos de ciclo corto, no obstante se deben considerar los efectos tóxicos por la producción de amoníaco 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 podría disminuir las pérdidas por lixiviación e incrementar la fertilidad del suelo pero a una tasa más lenta que un residuo fresco.

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 *Thitonia 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.

Respecto a la tasa de mineralización del suelo solo (0.9 mg/kg suelo/día), ésta es 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 poeppigiana*, especie bajo la cual también se encontraba el suelo de este estudio.

## BIOENSAYO COFEE MAÍZ

En el ensayo de invernadero se encontró que los mayores contenidos de materia seca total correspondieron a los tratamientos con lombricompost y compost de broza (Fig. 6). Sin embargo, la biomasa de raíces fue significativamente mas alta en lombricompost que en compost de broza, posiblemente debido a la producción de amonio durante la descomposición del compost de broza. Al respecto Mathur (1993) mencionó que concentraciones de amonio superiores a  $>0.1 \mu\text{g N/g}$  dañan las raíces. 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 materia seca en 30 días fue marcado (Fig. 7 y cuadro 6). El contenido de materia seca correlacionó positivamente con el nitrógeno mineralizado durante el período 7 a 42 días pero negativamente con la relación C/N, esto última correlación se explica por la mayor relación C/N del compost de residuos, tratamiento que tuvo la menor respuesta en biomasa

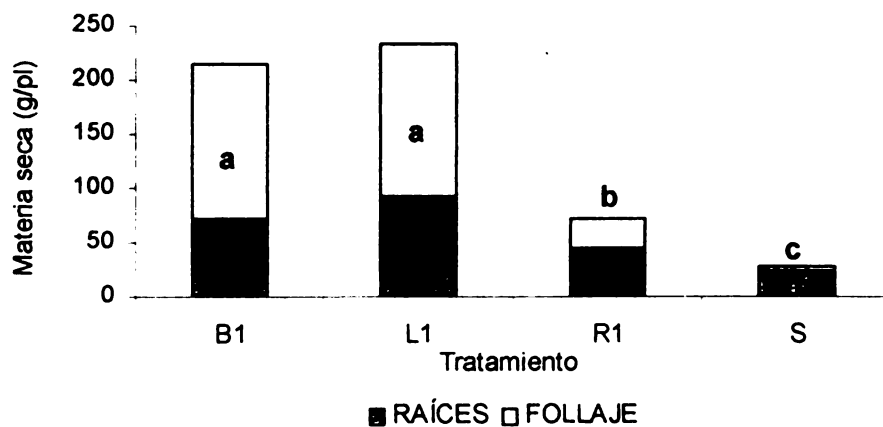


Figura 6. Promedio de materia seca aérea y de raíces de maíz a los 30 días luego de la germinación producida en suelo mezclado con B1 Compost de broza, L1 Lombricompost de broza y R1, Compost de residuos. Diferencias entre medias son estadísticamente significativas cuando los promedios están seguidos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

del maíz debido a sus bajos contenidos de nitrógeno inicial.

	NI	NINI	NM	C/N	CO
MS	0.97**	0.98**	0.8**	-0.98**	0.75**

Cuadro 6. Coeficientes de correlación de Pearson ( $r$ ) para pares de variables experimentales, NI, Porcentaje de nitrógeno inicial total; NINI, 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  $n = 12$ .

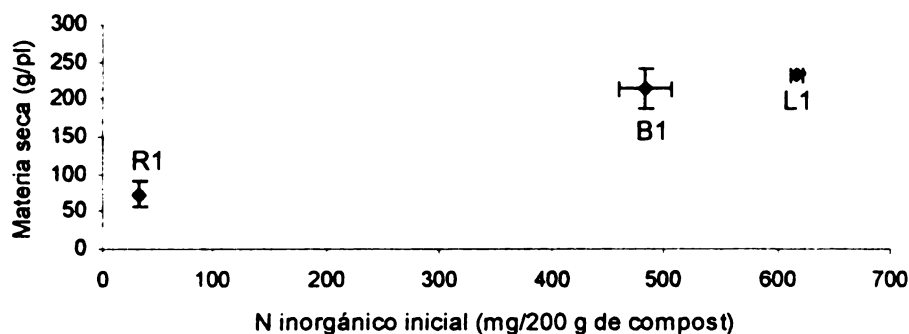


Figura 7. Relación entre biomasa de maíz a los 30 días de cultivo y el N inorgánico inicial bajo tres tipos de compost. Media por tratamiento y de. n = 5.

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 aeróbica 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 proveen el 100% de las necesidades de un cultivo intensivo de maíz.

En cultivos perennes como café y utilizando los resultados obtenidos en este estudio, el nitrógeno inorgánico inicial aportado 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 un año, asumiendo las tasas de mineralización de L1 y B1 halladas en este estudio y conservándolas hasta un período de 4 meses, es decir 24% y 31.2% del N total inicial de L1 y B1<sup>2</sup>, se tendría un aporte de 8g y 12g de L1 y B1 durante los primeros 4 meses, para los siguientes dos meses<sup>3</sup> el aporte sería de

<sup>2</sup> 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).

<sup>3</sup> Se asumió que entre el cuarto y sexto mes, las tasas halladas en este estudio disminuían hasta la cuarta parte de acuerdo a la disminución de las tasas de mineralización de N halladas por Hartz *et al* (2000) durante 6 meses para 9 compost.

1g y 1.5g de L1 y B1, para un total de 9 y 13.5g durante 6 meses aportados únicamente por la mineralización. El aporte total de N, que incluye el N inorgánico inicial y la mineralización durante 6 meses sería de 15.2 y 18.4 g de N de L1 y B1.

Si se toma como ejemplo una planta de café con una exportación de nitrógeno entre 23 y 27 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 67% corresponde al pergamino seco (cuadro 7), es decir, se tendrían 15.4 y 18.1 g de N/pl/año que no regresa al sistema para el rango de cosecha mencionado. Tomando en cuenta estas exportaciones, los compost suplirían el 100% cuando se exportan 15.4 g N/pl/año y entre el 84 y 100% cuando se exportan 18.1 g N/pl/año.

Cuadro 7. 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) <sup>1</sup>	MS (%)	Peso seco (g)	N (%)	N (g)	N (% del total exportado)
Broza	39	20 <sup>2</sup>	7.8	2.3 <sup>2</sup>	0.18	25
Mucílago	22	16 <sup>3</sup>	3.5	1.4 <sup>3</sup>	0.05	7.8
Café pergamino seco	22	88 <sup>4</sup>	19.4	2.2 <sup>5</sup>	0.43	67.2
Agua (secado)	17	0	0	0	0	0
Total	100	-	30.7	-	0.66	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 Martinez, 1959.

4 Gordon, 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. En condiciones del área cafetalera central de Costa Rica, 2000

mm de lluvia anual, 19.7°C de temperatura media anual, Babbar y Zak (1995) encontraron pérdidas de  $\text{NO}_3^-$  alrededor de 9 kg/ha/año en cafetales sombreados. Considerando estos aspectos, las tasas de mineralización halladas en condiciones de laboratorio ofrecen un valor del nitrógeno potencialmente disponible para las plantas pero desconoce las pérdidas por lixiviación, incluso de nitrógeno orgánico, por lo tanto la determinación de la disponibilidad de nitrógeno de los compost requiere de evaluaciones en campo.

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.

## **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 v 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.

La aplicación de compost como fuente de nutrimentos en cultivos de ciclo corto debe estar acompañada de la aplicación de residuos con menor descomposición debido a la mayor tasa de mineralización que estos presentan.

En un cafetal con una producción entre 0.9 a 1.4 ton/ha de café pergamino seco, la aplicación de dos kilogramos de compost de broza y lombricompost con características similares a las de éste estudio, logran suplir el 84 al 94% de las exportaciones de N.

## **BIBLIOGRAFIA**

- 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.
- 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.
- 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.
- Babbar, LI; Zak, DR. 1995. Nitrogen loss from coffee agroecosystems in Costa Rica: Leaching and denitrification in the presence and absence of shade trees. *Journal of Environmental Quality* 24: 227-233.
- 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, NV. 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.
- Canell, 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 lombricompostos 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.
- 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.
- Gordon, W. 1998. Coffee. Longman Scientific and Technical. Singapur. 639 p.

- 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.
- 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.
- 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.
- 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 3<sup>a</sup> 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.
- León-Arteta, R; Tzitziaua, FO. 1997. Elaboración de composta aeróbica de pulpa de café en Zongolica, Veracruz. Revista Chapingo Serie Horticultura 3 (1):55-59.
- Martinez, NNG. 1959. Coffee mucilage – its chemical composition. Coffee and Tea Industries. 82: 17-18.
- Mathur, SP, Owen, G; Dine, H; Schnitzer, M. 1993. Determination of compost biomaturation. 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.
- 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.



- 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.
- 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, 2<sup>a</sup> 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 dejetos de suínos. Scientia Agricola 57 (1): 185-189.
- Orozco, FH; Cegarra, J; Trujillo, LM; 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.
- 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
- 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.
- Sikora, LJ; Yakovchenko, V. 1996. Soil organic matter mineralization after compost amendment. Soil Science Society of America Journal 60: 1401-1404.
- 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.

- Wu, L; Ma, LQ; Martinez, GA. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids and compost. *Journal of Environmental Quality*. 29: 424-429.
- Zucconi, F; Peram, A; Forte, M; De Bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity of immature 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, Liconsa, RF., Gutierrez, M. Xalapa, Veracruz. México del 12 al 15 de abril de 1989. p 63-77.

# Chemical, Physical and Biological Criteria for Maturity in Composts for Organic Farming

Dan Levanon\* and Daniel Pluda  
MIGAL – Galilee Technical Center, Kiryat-Shmona, Israel

Properties of organic farming composts were examined during the composting process: pH, electrical conductivity, C/N ratio, total N content,  $\text{NH}_4^+$  content,  $\text{NO}_3^-$  content, ash content, and organic matter content. In addition to these properties the respiration rate, microbial population counts, hydrolysis of Fluorescein Diacetate (FDA) and the activity of the enzyme amidase were studied. Composts at several stages of maturity were incubated in soil, and their N mineralization rates were measured. The end of the thermophilic stage was characterized by irreversible decrease in pile temperature to under 55°C, followed by stabilization of the chemical properties. This stage in the composting process is also characterized by decrease in  $\text{CO}_2$  evolution rate, changes in microbial populations and specific patterns in FDA hydrolysis and amidase activity. Based on this evidence, we suggest that biological parameters can be considered as indicators for compost maturity.

## Introduction

It is important to be able to determine the maturity of the compost and the changes that the compost undergoes during the composting process. The present study deals with preparing compost for organic farming in Israel. In organic farming, compost serves as the main (sometimes the sole) source of fertilizers to the crops.

Hence, it is used in amounts needed to supply the nutritional needs of the crop. The use of comparatively large amounts of compost gives more emphasis to its composition. Mature and stable compost can assure gradual release of nutrients to the soil, during the crop growth cycle. The use of immature compost can harm the crop and the soil environment (Hoitink 1993). On the other hand, an excessively long preparation process causes continuous loss of organic matter and nitrogen, both important components in the contribution of compost to soil fertility and crop nutrition (Hadas and Portnoy 1994, 1997). In order to ensure the compost of the best quality (and to indicate its maturity), chemical, physical and biological parameters were measured during composting, and later during incubation of the composts in the soil.

## Materials and Methods

### Compost Composition and Preparation

Compost for organic farming in Israel is usually prepared from a mixture of cattle and chicken (broiler) manure supplemented by basalt rock powder as a source of microelements. In this study, three piles were prepared by the windrow system, with raw materials of several origins, representing the local sources of cattle and chicken manure. The compost piles were turned once the temperature dropped to 55-60°C, and irrigated by sprinklers to 55-60% moisture content. The initial composition of the raw materials and the mixed pile is presented in Table 1. Temperature was measured daily by digital thermometer at depths of 40cm and 80cm, in three randomly selected positions of each pile.

\*Current address: Chief Scientist's Office, Ministry of Agriculture, Bet Dagan, Israel.

TABLE 1.  
Composition of the raw materials before the composting process

Parameter	Ingredient			Mixture
	Dairy Manure	Poultry Manure	Basalt Powder	
Content (%)	68.9	30.0	1.1	100.0
Moisture (%)	44.2	27.4	2.8	38.7
Ash (%)	28.7	23.9	100.0	28.2
N (%)	1.9	4.8	—	2.9
C/N ratio	22.0	9.1	—	14.4

### Analysis of Composts

#### Sampling Procedures

Samples were collected from each pile every seven to ten days. Each pile was sampled in three randomly selected locations at depths of 20-40 cm. The collected samples from each pile were combined to give one sample of 5kg compost.

#### Chemical Analysis

Chemical analysis was conducted according to official methods for animal feed and soil analysis with adaptations to compost according to Levanon *et al.* (1983, 1988). Analysis of pH, EC, N - NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and moisture were conducted in the fresh compost. Other analysis were done with dry matter (65°C; 48h) including ash content (550°C; 5.5h) organic matter, other macro and microelements (ICP) and Total nitrogen (Kjeldahl).

#### Biological Analysis

Microbial counts of colony forming units (CFU) were conducted according to Wolum (1982). Enrichment media included:

- Nutrient agar — for total heterotrophic bacteria
- Martin rosebengal agar — for total fungi
- Starch Casein agar — for total actinomycetes
- Gelatin, peptone, beef extract agar — for proteolytic organisms
- Hutchinson agar — for cellulolytic organisms

Measurement of CO<sub>2</sub> evolution from the compost was done with 10g samples of fresh composts in biometer flasks according to Levanon and Danai (1995). Measurements of evolved CO<sub>2</sub> were done after 48h incubation, followed by two consecutive incubation periods of 48h.

The hydrolytic activity in the compost was measured by Fluorescein diacetate hydrolysis, according to Shunrer and Rosswall (1982) with 1.0g fresh compost samples.

The activity of the enzyme amidase was studied according to Frankenberger and Tabataba (1980) with 1.0g fresh compost samples.

Studies of nitrogen mineralization in the compost during incubation in the soil were conducted according to Hadas and Portnoy (1994, 1997) using 150g soil (loessial sandy clay loam from southern Israel) samples amended with 2.5% compost.

### Results

All the results are the average of the three piles.

The thermophilic phase of the composting process lasted 115 days, with temperatures in the range of 45° – 72°C (Figure 1). The results of the chemical analysis are presented as follows: ash (Figure 2), C/N ratio (Figure 3), N – NH<sub>4</sub><sup>+</sup>N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Figure 4). The end of the thermophilic period was accompanied by stabilization in the above chemical properties, almost to their constant final levels.

CO<sub>2</sub> evolution from the compost showed constant levels during the thermophilic period, followed by a drop to 60% of the initial level after 137 days (Figure 5).



Figure 1. Temperature of compost

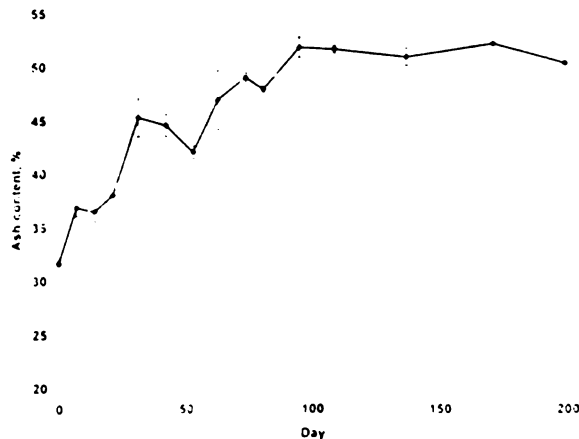


Figure 2. Ash content of compost

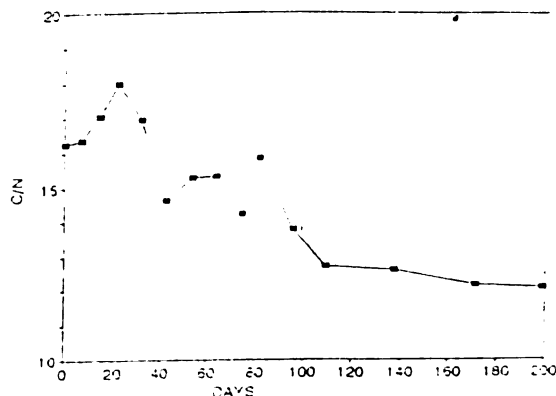


Figure 3. C/N ratio of compost

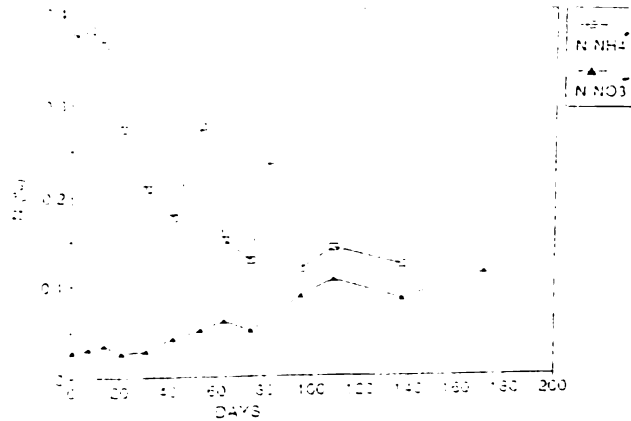


Figure 4. Mineral nitrogen content of compost

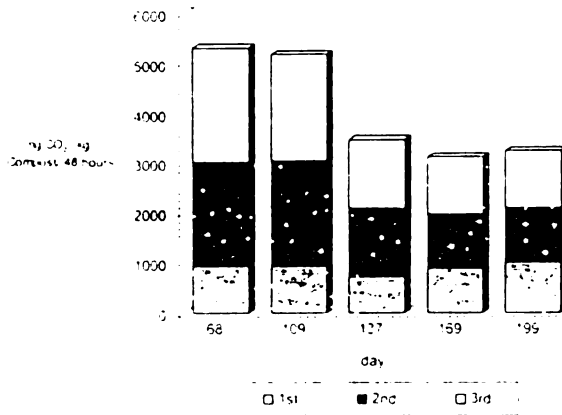


Figure 5. CO<sub>2</sub> evolution from compost samples, during 3 consecutive incubation periods (1st, 2nd, 3rd)

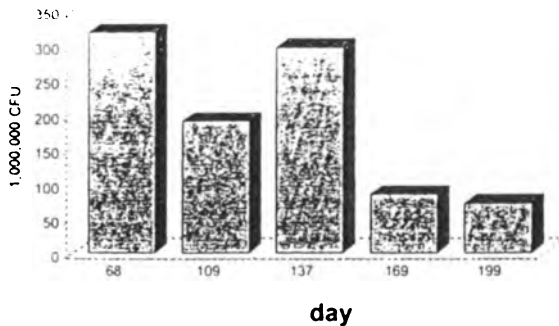


Figure 6. Total bacteria counts of compost

The results of the microbial counts in the compost showed decrease in the counts of bacteria (Figure 6) after the end of the thermophilic period. At the same time there was considerable increase in counts of fungi (Figure 7) and actinomycetes (Figure 8). The counts of proteolytic organisms (Figure 9) were high only after 169 days of composting. On the other hand counts for cellulolytic organisms were high after 68 days

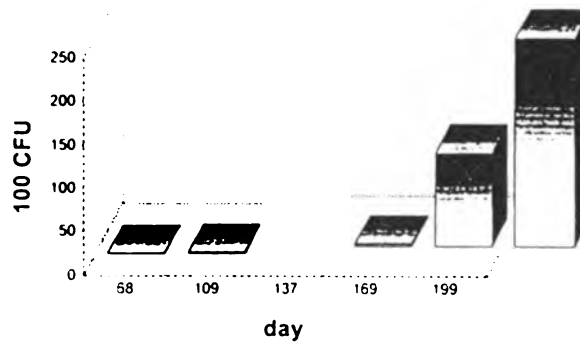


Figure 7. Fungal counts of compost

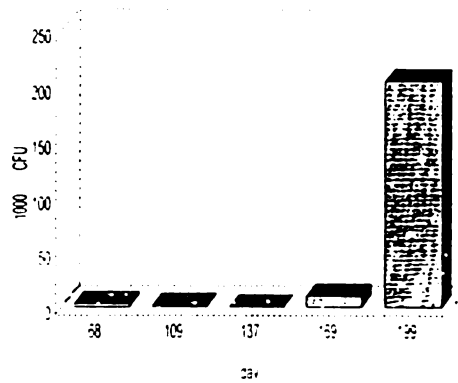


Figure 8. Actinomycetes counts of compost

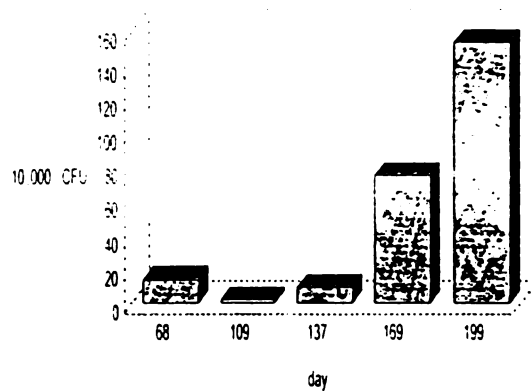


Figure 9. Counts of protein degraders in compost samples

of composting, then dropped and increased again after 169 days (Figure 10).

The hydrolysis of FDA in compost samples showed a decrease after 109 days of composting, followed by an increase, especially after 199 days (Figure 11).

The activity of amidase enzyme in compost showed a considerable peak after 137 days of composting, with lower activity earlier and later (Figure 12).

The incubation of compost samples (Figure 13, 14) in the soil showed that compost samples, taken after 68 days of composting, gave peak concentrations of mineral

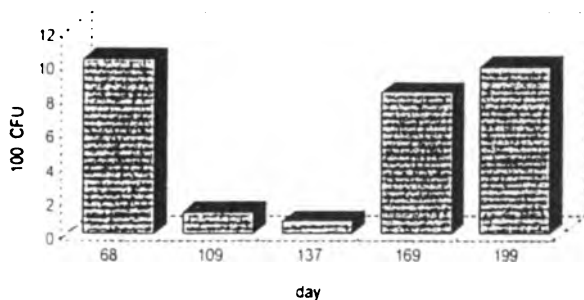


Figure 10. Counts of cellulose degraders in compost samples

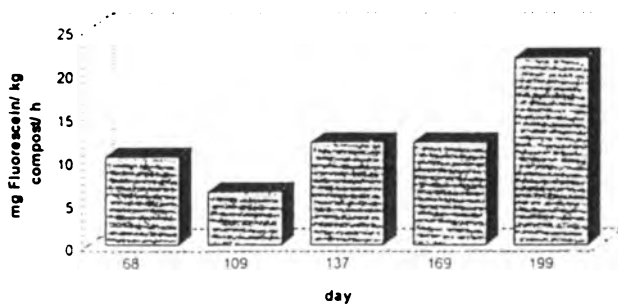


Figure 11. Hydrolysis of Fluorescein diacetate (FDA) in compost samples

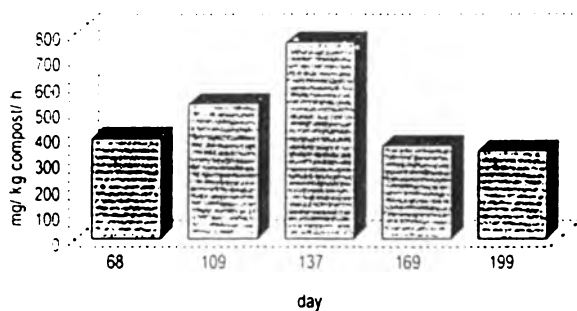


Figure 12. Amidase activity in compost samples

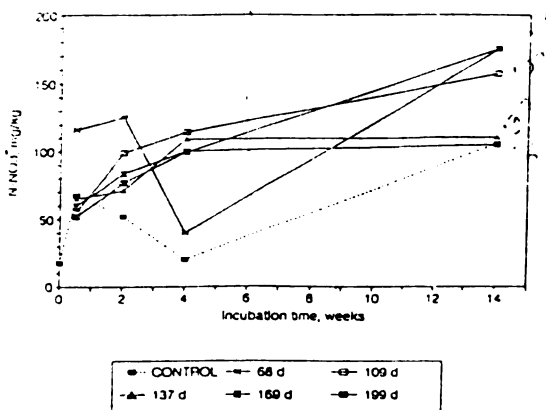


Figure 13. N-NO<sub>3</sub> release to soil amended with compost samples



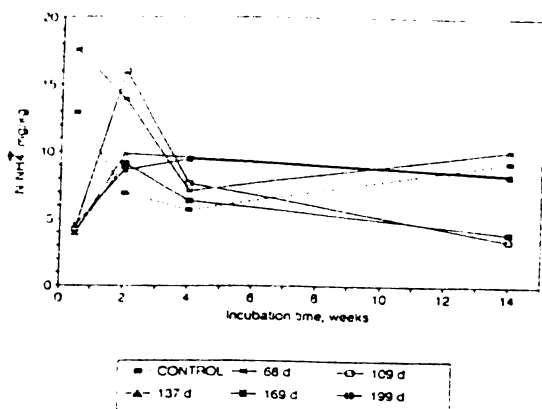


Figure 14. N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> releases to soil amended with compost samples

nitrogen after two weeks of incubation in the soil. Compost samples from all later sampling periods gave peak concentrations of mineral nitrogen in the soil after four weeks of incubation. The compost samples from 109 days of incubation released more mineral nitrogen to the soil than those from longer periods of composting (139 – 199 days).

### Discussion

Physical, chemical and biological parameters were measured to follow the composting process and to indicate its degree of maturity. Since the compost in the present study was prepared for use in organic farming, the release of mineral nitrogen in the soil was also followed, due to the fact that this is one of the important features of the compost in such use.

Compost quality is assured if quality control measures are taken. The use of chemical and physical parameters to control the composting process and assure its quality has been demonstrated in the case of mushroom composts (Levanon *et al.* 1983, 1988). The proper physical-chemical measures in this study, especially temperature, ash content, C/N ratio and mineral nitrogen contents (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), are essential for compost quality and should serve as indicators of the composting process, until the end of the thermophilic period. After a period of 115 days, the values of these parameters remain almost stable and are not sensitive enough to predict compost maturity.

Mineralization of compost nitrogen in the soil was suggested as a criteria for compost quality and maturity (Hadas and Portnoy, 1994). Later, these authors demonstrated that nitrogen mineralization rates are governed by the features of the compost rather than by soil features or by compost application rates (Hadas and Portnoy, 1997).

In the present study, it was demonstrated that soil amended with compost samples from early stages of composting contained peak concentrations of mineral nitrogen after two weeks of incubation followed by lower concentrations after 4 weeks. On the other hand, soil amended with compost from late curing stages showed low concentrations of mineral nitrogen until the fourth week. Maximum nitrogen concentrations were found in soils amended with compost samples taken just after the end of the thermophilic period. Therefore, when the compost is used mainly as fertilizer (as in organic farming), this feature can be used to determine the stage of maturity. The main problem of the use of this technique is that it is time-consuming, laborious and dependent on long periods of incubation of many samples. Therefore, the use of incu-

bation experiments cannot serve in practical monitoring of compost maturity.

Since composting is basically a biological process, biological features are sought for the indication of compost maturity.

In the present study, the biological parameters correlated well with the physico-chemical ones. The end of the thermophilic period was accompanied by:

a) A decrease of CO<sub>2</sub> evolution, indicating a general decrease in the activity of compost's microflora.

b) Microbial population changes from domination of bacteria to fungi and actinomycetes. Drop and rise of cellulose degraders and rise of protein degraders.

c) Specific patterns of FDA hydrolysis and amidase activity.

The use of the CO<sub>2</sub> evolution rate, calculated in proportion to organic carbon content, as a criterion for maturity, has already been suggested (Forster *et al.* 1993).

However this parameter alone, although it is representative of the microbial activity of the compost, is not accurate enough.

The FDA hydrolysis rate represents activity of a wide range of hydrolytic enzymes, released by different groups of organisms. The pattern of this activity, during the composting process, correlates well with the changes in the populations of the main microbial groups in the compost, as mentioned above.

Amidase activity represents the activity of enzymes that catalyze hydrolysis of amides from organic compounds, and the release of mineral nitrogen as NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. The pattern of its activity during the composting process is explained by inhibition by high temperatures during the thermophilic period (Frankenberger and Tabatabai 1981) followed by an increase in the mesophilic phase and later, a decrease, due to lower availability of substrates. This activity pattern, correlates well with nitrogen mineralization, in compost amended soils as discussed above.

In general, we therefore suggest that the use of FDA hydrolysis rate and/or amidase activity, in addition to measurement of CO<sub>2</sub> evolution, could produce the essential data for indicating the optimal stage of compost maturity.

### References

- Forster, J.C., W. Zach, and E. Wurdinger. 1993 Comparison of chemical and microbiological methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. *Biol. Fertil. Soils*, 16:93-99.
- Frankenberger W.T. and , M.A. Tabatabai. 1980 Amidase activity in soils. II method of Assay, *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 44:282-287.
- Frankenberger W.T. and M.A. Tabatabai. 1981. Amidase activity in soils. III Stability and distribution. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 45:333-338.
- Hadas, A. and R. Portnoy. 1994. Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manure incubated in soil. *J. Environ. Qual.*, 23:1184-1189.
- Hadas, A. and , R. Portnoy. 1997. Rates of decomposition in soil and release of available nitrogen from cattle manure and municipal waste compost. *Compost Sci. Util.*, 5:3:48-54.
- Hoitink, H.A.J., Y. Inbar, and , M.J. Bohm. 1993. Compost can suppress soil borne diseases in container media. *Am. Nurserym.*, 9:91-94.
- Levanon, D., C. Dosoretz., and B. Motro. 1983. Chemical and biological qualification of composts for mushrooms. *Mushroom News*, 31., 4:16-19.
- Levanon, D., O. Danai, and S. Masaphy. 1988. Chemical and physical parameters in recycling organic wastes for mushroom production. *Biol. Wastes*, 26:341-348.
- Levanon, D., and O. Danai. 1995. Chemical physical and microbiological considerations in recycling spent mushroom substrates. *Compost. Sci. and Util.*, 3:72-80.
- Shunrer, j. and T. Rosswall. 1982 Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Appl. Environ. Microbio.*, 43:1256-1261.
- Wollum, E.D. (1982) Cultural methods for soil microorganisms in methods of soil analysis. Page *et al.* Eds. American Soc. Agron. Madison, Wisconsin. 9.2: C 791-796.

# Composting And Humification

F. Adani<sup>1</sup>, P.L. Genevini<sup>1</sup>, F. Gasperi<sup>2</sup> and F. Tambone<sup>1</sup>

1. Dipartimento di Fisiologia delle Piante Coltivate e Chimica Agraria,  
Università degli Studi di Milano, Italy

2. Istituto San Michele all'Adige, San Michele all'Adige, Italy

The development of humic substances in the course of four composting processes was monitored quantitatively, recording both relative and absolute contents. Relative data showed contrasting results if the humic substances (HS) were related to the dry matter (d.m.) or to volatile solids (VS). Humic substances were apparently formed because of a concentration effect due to organic matter degradation. If absolute contents were considered, a decrease in the humic substances was observed, above all in the early stages of the process, due, probably, to degradation of the organic material, such as proteins, carbohydrates and lipids, coextracted with the humic substances. Processing of the data in respect of humic substance content over 13 composting processes and one study on the degradation of plant residues in soils, confirmed that no net humic substances are formed during composting and that the humification should be interpreted merely as degradation of the organic matter associated with the humic substances, after uncovering what is known as the core of the humus. The concept of humification during the composting process therefore needs to be reviewed, bearing in mind that neither the method commonly used for humic substance extraction nor the relative results obtained enable it to be interpreted satisfactorily.

## Introduction

Composting is a biological method used to transform the organic wastes into stable, humified organic amendments. The composting process consists of two steps. The first is characterized by intense microbial activity leading to decomposition of most biodegradable material and organic residue stability (Adani *et al.* 1997). The second is characterized by the conversion of part of the remaining organic material into humic substances (Inbar *et al.* 1990; Chen and Inbar 1993). Humification is indicated as the key factor in improving the quality of compost, because of the importance of humic substances to soil ecology, fertility and structure, and their beneficial effects on plant growth (Chen and Aviad 1990; Chen *et al.* 1994). But what is meant by "humification"? According to a commonly held view, humification is the qualitative and quantitative transformation of organic matter so as to produce humic substances. Much work has been done to explain the humification process during composting (Chefetz *et al.* 1996; Deiana *et al.* 1990; Sugahara and Inoko 1981). All results suggest that composting determined both chemical transformation of the organic matter to produce humic substances (qualitative aspect) and their new formation (quantitative aspect) (Chen *et al.* 1996). A typical statement by researchers in their published works is: "composting determined an increase in humic substance content" (Michel *et al.* 1993; Hänninen and Lilja 1994; Hänninen *et al.* 1995). This has now been accepted, in both scientific and nonscientific circles, and the term "composting" has become synonymous with humic substance formation. But while qualitative transformation of the organic matter is well documented by the literature (Chen and Inbar 1993), no scientific data has confirmed with any certainty that an increase in humic substance contents occurred during composting. This is due to the

fact that the humic substance content (HS) is generally recorded as relative data (e.g., g HS kg TS<sup>-1</sup> or g HS kg VS<sup>-1</sup>).

Recently, Adani *et al.* (1995 and 1997) and Chefetz *et al.* (1998) showed, by studying long-term composting processes, that no humification, aimed at a quantitative increase in the humic substances contained in the compost, occurred if absolute rather than relative data were used to represent humified content. Thus the statement about composting being synonymous with humification seems to stem more from an incorrect representation of humic substance content than from proper scientific verification.

Through analysis of the trend regarding humified fractions in four new composting processes — processes performed by the authors in previous works as well as those cited in the literature — this paper leads to a more correct idea on the formation of humic substances during composting.

### Material and Methods

#### New Composting Processes

Different raw materials (Table 1) were composted by a full-scale windrow composting process (width = 6 m; high = 2 m).

TABLE 1.  
Chemical characteristics of the raw materials used in the composting processes

Raw Material	Moisture (g kg w.w. <sup>-1</sup> )	pH	VS (g kg d.m. <sup>-1</sup> )	TOC (g kg d.m. <sup>-1</sup> )	N (g kg d.m. <sup>-1</sup> )	C:N
Blood	87.3	6.95	955.0	563.9	137.0	4.12
Stomach content	84.0	5.30	926.0	497.1	22.5	22.09
Sewage sludge	77.2	7.01	707.0	413.5	42.9	9.64
Bark	43.1	7.67	886.0	467.0	7.2	64.90
Cotton residue	9.2	6.56	926.0	438.9	11.6	37.84
Distillery waste	58.6	3.93	947.0	496.8	22.1	22.48
Grape residues	85.8	8.49	861.0	452.5	19.5	23.21
Tobacco residues	12.0	5.54	756.0	367.7	25.6	14.36

Raw materials were mixed as shown in Table 2 and composted for 90 days (mixer A, B and C) and 120 days (mixer D).

TABLE 2.  
Composted mixers

Raw Materials Employed	Mixer	Mixer ratio (v:v)	Mixer ratio (w:w)
Sludge, blood, stomach content, cotton residues, bark	A	19.5 : 1.0 : 0.8 : 6.0 : 20	17.6 : 1.0 : 0.4 : 1.9 : 8.6
Sludge, blood, stomach content, cotton residues, bark	B	8.5 : 1.0 : 1.2 : 3.0 : 10.5	7.6 : 1.0 : 0.7 : 0.9 : 4.5
Blood, stomach content, cotton residues, bark	C	1.2 : 1.0 : 0.4 : 1.3	2.2 : 1.0 : 0.2 : 1.1
Bark, sludge, grape residues, distillery waste, tobacco residues	D	2.0 : 1.0 : 1.5 : 0.8 : 0.2 : 1.0	1.1 : 1.0 : 1.3 : 0.5 : 0.2 : 0.4

### Chemical Characterization

Compost samples were taken at different times, as reported by Adani *et al.* (1997). Moisture and pH were measured on wet weight (w.w.) (DI.VA.P.R.A. and I.P.L.A. 1992). Volatile solids (VS), nitrogen (N) (DI.VA.P.R.A. and I.P.L.A. 1992) and total organic carbon (TOC) (Ciavatta *et al.* 1990) were determined on dry matter (d.m.).

### Humic and Fulvic Acid Determination

Humic substance extraction was performed at 65 °C for 24 hours, using a NaOH 0.1 mol L<sup>-1</sup> + Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 0.1 mol L<sup>-1</sup> solution. Humic (HA) was separated from fulvic acids (FA) and nonhumified (NH) fractions, by precipitation after acidification of the alkaline solution at pH <1.5 (Ciavatta *et al.* 1990). Nonhumified fractions were separated from fulvic acid by chromatography onto a column of polyvinyl pyrrolidone (Ciavatta *et al.* 1990). Humified fractions were expressed as humified organic carbon (g kg d.m.<sup>-1</sup> and g kg VS<sup>-1</sup>). Organic carbon was determined by the dichromate oxidation method (Ciavatta *et al.* 1990). Absolute humic substance contents were calculated, based on the principle of ash preservation during the composting process (Haug, 1986; Adani *et al.* 1997). Assuming the dry matter content, at time "zero" (dm<sub>0</sub>), to be 100 units of weight (u.w.) (otherwise, where reported, the exact dry matter content was used for the calculation), the dry matter content at a generic time t (dm<sub>t</sub>) was determined using the equation:

$$dm_t \text{ (u.w.)} = VS_t + \text{ashes}_0 \dots\dots\dots(1)$$

in which VS<sub>t</sub> and ashes<sub>0</sub> represent the volatile solids present at a generic time t (in u.w.) and the ash content at time "zero" (ashes<sub>0</sub> = dm<sub>0</sub> - % VS<sub>0</sub>).

VS<sub>t</sub> (u.w.) was calculated using the equation:

$$VS_t \text{ (u.w.)} = (\text{ashes}_t [(100 / \% \text{ashes}_t) - 1]) \dots\dots\dots(2)$$

in which the percentage of ashes<sub>t</sub> represents the relative concentration of the ashes at time t.

Absolute humified carbon was then calculated with the following equation :

$$\text{CHA or CFA (u.w.)} = \text{CHA or CFA (g kg d.m.}^{-1} \text{ or g kg VS}^{-1}) \times dm_t \text{ or VS}_t \text{ (u.w.)} \dots\dots(3)$$

### Data From Literature

Data in respect of the content of humic substances during composting processes were taken from international literature (Roletto *et al.* 1985a; Roletto *et al.* 1985b; Michel *et al.* 1993; Hänninen and Lilja, 1994; Hänninen *et al.* 1995; Adani *et al.* 1995; Gonet and Debska, 1996; Adani *et al.* 1997; Tambone *et al.* 1997; Chefetz *et al.* 1998) and processed in order to obtain results as both relative and absolute data.

### Results and Discussion

Composting processes proceeded as expected, with big losses in both volatile solids and total organic carbon indicating a high level of organic matter evolution (Table 3), as also suggested, by the decrease in the C/N ratio during composting (Table 3) (Adani *et al.* 1995)

TABLE 3.  
Chemical characteristics of the mixers A, B, C and D before and after composting

Mixer	Days	Moisture (g kg w. <sup>-1</sup> )	pH	VS (g kg d.m. <sup>-1</sup> )	TOC (g kg d.m. <sup>-1</sup> )	N (g kg d.m. <sup>-1</sup> )	C:N
A	0	634	7.73	812.0	428.0	22.8	18.77
	30	493	7.79	755.0	390.5	21.0	18.60
	60	505	7.91	713.0	361.8	21.9	16.52
	90	403	7.76	667.0	377.8	23.5	16.08
B	0	635	7.79	777.0	432.2	26.6	16.25
	30	501	7.98	702.0	376.2	20.0	18.81
	60	505	7.88	680.0	356.2	21.8	14.69
	90	452	7.78	675.0	365.8	24.4	14.99
C	0	656	8.31	894.0	439.9	17.6	24.99
	30	518	8.11	803.0	414.3	20.3	20.41
	60	474	7.95	750.0	385.8	21.9	17.62
	90	434	7.54	712.0	397.8	25.6	15.54
D	0	516	7.02	742.0	354.5	14.4	24.62
	20	571	7.83	739.0	n.d	15.2	n.d
	60	n.d <sup>†</sup>	7.78	867.0	345.7	20.9	16.36
	120	417	8.67	644.0	331.9	23.9	13.89

<sup>†</sup>not detected

Table 4 shows the total solids, volatile solids, and humic substance content (HA and FA) for the four composting processes set up. Organic matter degradation caused a relative decrease in the humic substance content of mixers A and B, unlike mixers C and D, if the data refer to the dry matter. The same data referred to the volatile solids revealed an increase in the humic substance content of mixers A, C and D, and a decrease in the case of mixer B. These apparently contrasting data depend on the differing degree of organic matter degradation and its relative concentration (g SV kg d.m.<sup>-1</sup>).

TABLE 4.  
Total solids, volatile solids, humic acids carbon and fulvic acid carbon contents during composting processes for mixers A, B, C and D

Mixer	Days	TS (u.w.)	VS (g kg d.m. <sup>-1</sup> )	VS (u.w.)	CHA (g kg d.m. <sup>-1</sup> )	CHA (g kg VS <sup>-1</sup> )	CHA (u.w.)	CFA (g kg d.m. <sup>-1</sup> )	CFA (g kg VS <sup>-1</sup> )	CFA (u.w.)
A	0	100.0	812.0	81.2	93.6	115.3	9.36	46.8	57.6	4.68
	30	76.73	755.0	57.93	35.1	465.0	2.69	31.5	41.7	2.41
	60	65.50	713.0	46.70	34.9	489.0	2.27	32.4	45.4	1.48
	90	56.46	667.0	37.66	49.0	735.0	2.77	31.4	47.0	1.77
B	0	100.00	777.0	77.70	63.5	81.7	6.35	40.7	52.4	4.07
	30	74.83	702.0	52.53	22.2	31.6	1.66	33.6	47.8	2.54
	60	69.69	680.0	47.39	39.3	57.8	2.74	31.4	46.1	2.18
	90	68.61	675.0	46.31	46.9	69.5	3.22	30.5	45.2	2.09
C	0	100.00	894.0	89.40	28.8	25.8	25.8	31.9	35.6	3.19
	30	53.81	803.0	43.21	33.7	27.1	1.46	32.8	40.8	1.76
	60	42.40	750.0	31.80	46.4	34.8	1.47	30.0	40.0	1.27
	90	36.81	712.0	26.21	63.9	45.5	1.67	36.3	50.9	1.33
D	0	100.00	742.0	74.20	27.9	37.6	2.79	56.4	76.0	5.64
	30	98.85	739.0	73.05	26.9	36.4	2.66	44.6	60.3	4.40
	60	82.43	687.0	56.63	3.03	44.1	2.50	n.d <sup>†</sup>	n.d	n.d
	120	72.47	644.0	46.67	34.9	54.2	2.53	22.1	34.3	1.60

<sup>†</sup>not detected

The use of relative data therefore appears to be unsuitable for describing exactly what happens to humic materials during composting. If absolute contents were considered, then a decrease in the humic substances occurred for all the processes studied. The mixers composted showed a rapid decrease in the humic substance content above all in the first months. This was probably due to degradation of nonhumic materials such as: lipids, proteins and carbohydrates (called interference material), coextracted with the alkaline solutions (Adani *et al.* 1995). Therefore, at the earliest stage of the composting, the humified carbon content could be overestimated (Roletto *et al.* 1985a). The degradation of this fraction during the active stage (Adani *et al.* 1997) caused a decrease in humified carbon, which after that remained more or less constant (Table 4). This observation suggests the presence, in the raw materials composted, of a nucleus coated with degradable materials (Adani *et al.* 1997), the precursor of the humic substances (hereditary humus). This type of structure of the humic acid was reported and studied by Adani *et al.* (1995 and 1997) and Chefetz *et al.* (1998). All works cited showed the presence of a nucleus of humic acids, called "true humic acids" (Adani *et al.* 1995; and Adani *et al.* 1997) or "core humic acid" (Chefetz *et al.* 1998), coated with degradable organic molecules. The latter were eliminated during the process by microbial activity, when the humic acid nucleus was uncovered. Degradation of the interference materials followed kinetic first order degradation, as for the organic matter (Adani *et al.* 1997). Chefetz *et al.* (1998), in studying humic acids and core humic acid evolution during MSW composting, by  $^{13}\text{C}$ -N.m.r. and FTIR-IR spectroscopy, showed that the nucleus did not change its chemical structure during the process and that it differed from the humic acids only in the presence of the organic molecules (carbohydrates, lipids and proteins) that were eliminated during composting. This was more evident in the initial stages of the process, more similar spectra being registered as the compost became more mature.

Hänninen *et al.* (1995) showed how in HA and FA fractions the carbohydrates decreased dramatically, above all in the early stages of the composting. Gonet and Deb-ska (1996) report that the addition to the soil of plant residues determined an increase in the aliphaticity of soil HA and/or a decrease in the degree of the aromatic ring condensation. Subsequent incubation led to a decrease in these fractions. Tanaka *et al.* (1995) report a negative relationship between neutral sugar contained in HA and the degree of humification in soil. Kawahigashi *et al.* (1995), in studying the structure of two humic acids obtained from soils, established the presence of the following non-humic substances: amino acids, hydrolyzable phenolic acid, hexose, and uronic acid as mixtures, which smeared the spectral data of HA molecules. The authors concluded by saying that it would be necessary to eliminate nonhumic substances in order to demonstrate that HA molecules are homologous (core-HA). Processing (Table 5) of the humified carbon contents of the five composting processes studied by Adani *et al.* (1995), Adani *et al.* (1997), Tambone *et al.* (1997) and Chefetz *et al.* (1998) showed rapid degradation of part of the humic fraction (interference materials) in the early stages of composting thereafter, the humic material remaining constant.

Thus the literature and previous work confirmed that the presence of nonhumic substances, above all in the earliest stage of composting or in the presence of fresh material added to soils, leads to overestimation of the humus content and the impossibility of studying the humification processes satisfactorily, from either a quantitative or a qualitative point of view.

The analytical limitations of the classic procedure used in humic substance extraction (Adani *et al.* 1995), together with the faulty expression of the results regarding humic substance content, are the main reasons for erroneous interpretation of the humification process during composting. This is corroborated by many examples found in the literature.

## Composting and Humification

TABLE 5.

Humified carbon evolution during composting processes : 1) sewage sludge + bark (Adani *et al.* 1997); 2) dairy cattle slurry + rice hull (Adani *et al.* 1995); 3A) poplar bark + MSW org. fraction and 3B) poplar bark + MSW org. fraction + sewage sludge (Tambone *et al.* 1997).

Compost	Days	CHA (g kg TS <sup>-1</sup> )	CHA (g kg VS <sup>-1</sup> )	CHA (Mg)	CFA (g kg TS <sup>-1</sup> )	CFA (g kg VS <sup>-1</sup> )	CFA (Mg)
1	0	112.9	133.29	5.89	53.80	63.51	2.80
	15	106.6	127.20	5.05	43.80	52.26	2.07
	29	86.1	106.16	3.64	41.60	51.29	1.76
	42	86.6	108.11	3.48	37.70	47.06	1.51
	50	84.6	108.88	3.40	35.80	45.54	1.44
	80	84.8	111.87	2.80	31.30	41.29	1.03
	101	85.1	112.86	2.76	34.00	45.09	1.10
	128	92.8	129.07	2.64	27.10	37.69	0.77
	177	81.7	113.94	2.31	24.00	33.47	0.68
	239	95.8	141.92	2.35	21.90	32.44	0.54
	2	0	62.10	73.47	5.57	14.50	17.15
20		79.20	99.00	5.49	15.50	19.37	1.07
38		78.30	102.56	4.58	12.50	16.37	0.73
58		83.60	114.52	4.29	14.00	19.17	0.72
89		97.00	137.80	4.62	20.40	28.98	0.97
120		95.30	134.35	4.46	15.50	21.85	0.72
148		94.70	137.16	4.24	27.40	39.68	1.22
209		99.50	145.38	4.36	15.20	22.21	0.66
253		93.80	142.57	3.79	20.60	31.31	0.83
0		153.0	249.2	15.30	20.15	32.00	2.01
3 A	34	75.0	164.0	5.11	10.05	22.00	0.68
	73	74.0	207.4	4.26	7.63	24.00	0.44
3 B	0	125.0	214.5	12.50	10.48	18.00	1.05
	34	93.0	155.3	7.98	18.51	36.00	1.59
	73	85.0	142.0	6.84	22.17	46.00	1.78

Hänninen and Lijia (1994) report in their work that "the content of humus increased as the unstabilized organic matter was partly transformed into humus via the humification process." This is true if relative humus content data were considered (Table 7), as suggested by the authors, but calculation of the absolute content shows that both HA and FA decreased during composting (Table 7).

Roletto *et al.* (1985a), in studying a very long-term composting process, report that: "the synthesis of humic substances becomes important after a first stage of composting (about six months)."

Again, this is true if only relative data were considered, but calculation of the absolute humified carbon content shows a drastic decrease in humic substances content (Table 8). This appears all the more interesting if we consider that composting was performed for 24 months.

TABLE 6.  
Humic acid evolution during composting processes (MSW organic fraction, Chefetz *et al.* 1998)

Days	HA (g kg TS <sup>-1</sup> )	HA (g kg SV <sup>-1</sup> )	HA (u.w.)
6	57.7	100.5	5.8
19	60.1	115.5	5.3
33	55.9	111.8	4.7
62	44.7	112.6	3.1
105	43.9	112.0	3.1
187	42.4	106.4	2.9



TABLE 7. Humic substance evolution during composting processes (A : slaughter waste + peat; B : slaughter waste + bark; Hänninen and Lijia 1994)

Days	HA		HA		FA		FA	
	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )
A 12	209.00	384.19	209.00	44.00	80.88	44.00	38.71	44.00
A 95	251.00	577.01	202.47	48.00	110.35	48.00	38.71	44.00
A 122	245.00	571.09	195.58	47.00	109.56	47.00	37.51	44.00
B 12	107.00	161.87	107.00	39.00	59.00	39.00	39.00	39.00
B 95	157.00	300.76	111.25	40.00	76.62	40.00	28.34	39.00
B 122	141.00	305.85	88.63	37.00	80.26	37.00	23.25	39.00

Humic substance evolution during composting processes (A : slaughter waste + peat; B : slaughter waste + bark; Hänninen and Lijia 1994)

total humified carbon content is considered (CHA + CFA), no net humic substances were formed (Table 9). Therefore, as reported by the authors, only qualitative transformation of the organic matter occurred. Michel *et al.* (1993), in studying three composting processes, report that: "the result showed an increase in the total amount of extractable humic + fulvic acids after 52 days of composting of the three mixers." Again, absolute data calculated and given in Table 10 show that all composting processes caused humic substance losses. Hänninen *et al.* (1995), report that the "formation of humic acids was slow at the beginning of the composting but accelerated after six months." On the contrary, absolute data show a very drastic reduction in humic substance content (Table 11). More interesting were the results reported by Conet and Debska (1996), who, in studying humic substance development during decomposition of plant residues in soil, reported that "the addition of corn and wheat residues resulted in an increase in the contents of the HA and FA fractions." These results were based on relative data. Calculation of the absolute HS contents showed, again, that no HS formation occurred (Table 12).

TABLE 8. Humified carbon development during composting processes (poplar bark; Roletto *et al.* 1985a)

Months	CHA		CHA		CFA		CFA	
	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )
0	12.70	13.93	12.70	22.59	24.77	22.59	14.98	22.59
4	6.30	6.78	6.12	15.19	16.61	15.19	14.98	16.61
6	5.90	6.47	5.32	17.55	19.42	17.55	15.97	19.42
12	6.30	6.97	5.95	14.07	15.52	14.07	13.25	15.52
24	6.90	7.74	5.40	12.28	13.76	12.28	9.60	13.76

TABLE 9. Humified carbon development during composting processes (poplar bark; Roletto *et al.* 1985b)

Months	CHA		CHA		CFA		CFA	
	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )
0	0	0	0	16.50	17.30	16.50	16.50	17.30
3	3.93	4.14	3.47	13.16	18.00	13.16	11.62	18.00
6	11.72	12.68	6.88	16.18	30.20	16.18	9.51	30.20
12	18.33	20.68	7.20	19.86	43.10	19.86	7.80	43.10
30	34.29	45.05	6.46	30.40	85.00	30.40	5.73	85.00
84	84.77	136.59	10.08	25.32	40.80	25.32	3.01	40.80

TABLE 10. Humified carbon development during composting process (A : leaves; B : 1/3 grass + 2/3 leaves; C : 2/3 grass + 1/3 leaves; Michel *et al.* 1993)

Days	CHA + CFA		CHA + CFA		CHA + CFA	
	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )
A 0	23.30	37.00	23.31	37.00	23.31	37.00
A 52	26.80	60.00	20.40	60.00	20.40	60.00
B 0	25.20	35.00	25.20	35.00	25.20	35.00
B 52	30.00	60.00	16.80	60.00	16.80	60.00
C 0	26.40	33.00	26.40	33.00	26.40	33.00
C 52	31.20	52.00	15.60	52.00	15.60	52.00

TABLE 11. Humic substance evolution during composting processes (A : slaughter waste + peat; B : slaughter waste + bark; Hänninen and Lijia 1994)

Days	HA		HA		FA		FA	
	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> SV <sup>-1</sup> )
A 12	209.00	384.19	209.00	44.00	80.88	44.00	38.71	44.00
A 95	251.00	577.01	202.47	48.00	110.35	48.00	38.71	44.00
A 122	245.00	571.09	195.58	47.00	109.56	47.00	37.51	44.00
B 12	107.00	161.87	107.00	39.00	59.00	39.00	39.00	39.00
B 95	157.00	300.76	111.25	40.00	76.62	40.00	28.34	39.00
B 122	141.00	305.85	88.63	37.00	80.26	37.00	23.25	39.00

There are many other examples in the literature in which supposed humic substance formation was reported using relative data (Singh and Amberger, 1996; Maggioni and Ferrari, 1980; Witter and Lopez Real, 1986). Calculation of the absolute humic substance content (where possible) showed again that no net humic materials were formed.

In conclusion, all composting or similar processes considered in this work (totalling 18) suggest that, from a quantitative point of view, no net humic substances were formed. Thus humification should merely be interpreted as degradation of the organic fraction associated with humic materials (interference material), revealing core humic substances (Chefetz *et al.* 1998).

TABLE 11.  
Humic substance development during composting processes (biowaste; Hänninen *et al.* 1995).

Days	HA (g kg TS <sup>-1</sup> )	HA (g kg SV <sup>-1</sup> )	HA (u.w.)	FA (g kg TS <sup>-1</sup> )	FA (g kg SV <sup>-1</sup> )	FA (u.w.)
0	63.00	80.76	63.00	51.00	65.38	51.00
60	55.00	89.28	31.48	32.00	51.94	18.31
120	58.00	81.80	43.83	30.00	42.31	22.67
180	55.00	97.17	27.86	20.00	35.33	10.13
240	46.00	120.41	16.33	14.00	36.64	4.97
300	52.00	159.02	16.96	9.00	27.52	2.93
360	52.00	260.00	14.25	6.00	30.00	1.64

TABLE 12.  
Humic substance development during decomposition of plant residues in soil (Gonet and Debska (1996).

Plant Residue	Incubation Days	TOC (g kg d.m. <sup>-1</sup> )	HA (g kg TOC <sup>-1</sup> )	HA† (g)	FA (g kg TOC <sup>-1</sup> )	FA† (g)
Corn	0	45.7	59.0	2.69	162.0	7.4
	360	17.8	147.0	2.61	227.0	4.0
Lucerne	0	42.3	95.0	4.01	165.0	6.9
	360	18.6	95.0	1.76	182.0	3.38
Wheat	0	45.0	89.0	4.0	142.0	6.39
	360	21.5	229.0	4.92	260.0	5.59

†absolute data referred to one kilogram of soil, assuming that no variation in its weight occurred after 360 days of incubation.

### Conclusions

The analytical limits of the procedure commonly used for humic substance extraction, plus reports on humus content expressed in relative terms, did not, in the past, make it possible to give an exact interpretation of the humification process during composting.

Previous papers of ours (Adani *et al.* 1997; Chafetz *et al.* 1998) indicated that it would be better to study the humification process in light of the absolute data relating to core humic content. In applying this procedure, it became evident that no change in humic acid content (core-AH) occurred from either a qualitative or a quantitative point of view. We would assume, therefore, that humification does not occur during composting processes. Nevertheless, processing of the data in respect of core humic substance content reported by Adani *et al.* (1995) revealed the formation of core-HA in the final stages of composting. This study was conducted by the laboratory approach and was characterized by a force aerated peak of 56 days and a curing phase of 194 days (Genevini *et al.* 1997); in these conditions, organic matter reached a high degree of evolution.

In conclusion, it could be assumed that, during composting processes, as generally performed, humification does not take place — and scientific data have confirmed this — unless, by humification, we mean the deterioration of material associated with the core humic substances. This does not mean that humification does not exist, but that formation of humus could not be detected on the basis of the observation made. Therefore, a more correct approach to humification research is required, both to clarify scientific aspects and to obtain better-quality compost.

References

- Adani, F., P.L. Genevini and F. Tambone. 1995. A new index of organic stability. *Compost Science & Utilization*, 3 (2):25-37.
- Adani, F., P.L. Genevini, F. Gasperi and G. Zorzi. 1997. Organic matter evolution index (OMEI) as a measure of composting efficiency. *Compost Science & Utilization*, 5 (2): 53-62.
- Chefetz, B., F. Adani, P.L. Genevini, F. Tambone, Y. Hadar, and Y. Chen. 1998. Humic-acid transformation during composting of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, 27:794-800.
- Chefetz, B., P.G. Hatcher, Y. Hadar and Y. Chen. 1996. Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, 25:776-785.
- Chen, Y. and T. Aviad. 1990. Effect of humic substances on plant growth. In: P. MacCarty, C.E. Clapp, R.L. Malcolm and P.R. Bloom (eds.). *Humic Substances in Soil and Crop Sciences: Selected Readings. Proceedings of a symposium cosponsored by the International Humic Substances Society*, Chicago, IL.:161-186.
- Chen, Y., B. Chefetz and Y. Hadar. 1996. Formation and properties of humic substance originating from composts. In: de Dertoldi M., P. Sequi, B. Lemmes and T. Papi (eds). *The Science of Composting*. Blackie Academic & Professional, London, pp. 382-393.
- Chen, Y., H. Magen and J. Riov. 1994. Humic substances originating from rapidly decomposition organic matter: properties and effects on plant growth. In: N. Senesi, and T.M. Miano (eds.). *Humic Substances in the Global Environment and Implication on Human Health*. Elsevier Science B.V., London, pp.427-445.
- Chen, Y. and Y. Inbar. 1993. Chemical and spectroscopical analyses of organic matter transformation during composting in relation to compost maturity. In: Hoitink, H.A.J., and H.M. Keener (eds). *Science and Engineering of Composting: design, Environmental, Microbiology and Utilization Aspects*. The Ohio State University, pp. 551-600
- Ciavatta, C., L. Vittori Antisari and P. Sequi. 1990. An enzymatic approach to the determination of the degree of stabilization of organic carbon in fertilizers. *Fertilizers Research*, 25:167-174.
- Deiana, S., C. Gessa, B. Manunza, R. Rausa and R. Seeber. 1990. Analytical and spectroscopic characterization of humic acids extracted from sewage sludge, manure, and worm compost. *Soil Science*, 150:419-424.
- DI.VA.PRA. and I.P.L.A. 1992. Umidità totale; Umidità residua; Solidi volatili e ceneri; pH. In: DI.VA.PRA. And I.P.L.A (eds). *Metodi di analisi dei compost*. Collana Ambiente, Assessorato all'Ambiente, Regione Piemonte, pp. 15; 16; 17; 18.
- Genevini, P.L., F. Adani, and C. Villa. 1997. Rice hull degradation by co-composting with dairy cattle slurry. *Soil Sci. Plant. Nutr.*, 43 (1):135-147.
- Gonet, S.S., B. Debska and A. Zaujec. 1996. Properties of humic substances developed during decomposition of plant residues. In: Clapp C.E., M.H.B. Hayes, N. Senesi and S.M. Griffith (eds.). *Humic substances and organic matter in soil and water environment: characterization, transformation and interaction*. International Humic Substances Society, Inc. University of Minnesota, St. Paul, USA, pp. 95-100.
- Hänninen, K. And Lilja. 1994. Humification during the composting of slaughter wastes. In: Senesi N. and T. M. Miano (eds). *Humic Substances in the Global Environment and Implication on Human Health*. Elsevier Science B.V. , London, pp. 1265-1271.
- Hänninen, K. I., J.T. Kovalainen and J. Korvola. 1995. Carbohydrates as chemical constituents of biowaste compost and their humic and fulvic acids. *Compost Science & Utilization*, 3 (4):51-68.
- Haug, R.T. 1986. Composting process design criteria, Part 1: feed conditioning. *BioCycle*, October:53-57.
- Inbar, Y., Y. Chen and Y. Hadar. 1990. Humic substances formed during the composting of organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:1316-1323.

## Composting and Humification

- Kawahigashi, M., N. Fujitake and T. Takahashi. 1995. Structural information obtained from spectral analysis (UV-VIS, IR, <sup>1</sup>H NMR) of particle size fractions in two humic acids. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 42 (2):355-360.
- Maggioni, A. and G. Ferrari. 1980. Caratteristiche della sostanza umica ottenuta mediante compostizzazione di corteccia. *Agric. Ital.*, 109 (35 n.s.):109-120.
- Michel Jr, F.C., C. A. Reddy and L.J. Forney. 1993. Yard waste composting: studies using different mixes of leaves and grass in a laboratory scale system. *Compost Science & Utilization*, 1 (3):86-96.
- Roletto, E. and M. Cerruti. 1985a. Investigation on humic substances from decomposition spruce bark. *Agricultural Wastes*, 13:137-148.
- Roletto, E., R. Chiono and E. Barberis. 1985b. Investigation on humic substances from decomposition poplar bark. *Agricultural Wastes*, 12:261-271.
- Singh, C.P. and A. Amberger. 1996. Chemical characteristic of humic substances extracted from wheat straw compost. In: Clapp C.E., M.H.B. Hayes, N. Senesi and S.M. Griffith (eds.). *Humic substances and organic matter in soil and water environment: characterization, transformation and interaction*. International Humic Substances Society, Inc. University of Minnesota, St. Paul, USA, pp. 441-451.
- Sugahara, K. and A. Inoko. 1981. Composition analysis of humus and characterization of humic acid obtained from city refuse compost. *Soil Sci. Plant. Nutr.* 27:213-224.
- Tambone, F., F. Gasperi, P.L. Genevini, G. Zorzi and F. Adani. 1998. A new analytical method for humic substances determination in organic fertilizers and amendment. In: Drodz J., S.S. Gonet, N. Senesi and J. Weber (eds.). *Proceedings of the 8th Meeting of the International Humic Substances Society*, Wroclaw, Poland: 811-816.
- Tanaka, H., Murata T., K. Sakagami and R. Hamada. 1995. Relationship between neutral sugar and the degree of humification in andisols. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 41 (4), 753-761.
- Witter, E. and J.M. Lopez-Real. 1986. Monitoring the composting process using parameters of compost stability. In: De Bertoldi M., M.P. Ferranti, P. L'Hermite and F. Zucconi (eds.). *Compost Production Quality and Use*. Elsevier App. Science, London and New York, pp. 351-358.

# Determining Compost Maturity: Evaluation Of Analytical Properties

Peter Weppen

Unit for Environmental Technology and Development of Ecosystems,  
Ecology Center, Christian-Albrechts-Universität, Kiel, Germany

Maturity of compost in terms of biochemical activity is assayed by self-heating experiments using Dewar-vessels (TMECC 2001, LAGA M10, 1995). The method is well standardized and resulting temperature readings lead to a value classified on a five level scale. The microbial decomposition of organic matter yields autothermic effects on temperature, which feed back to the activity pattern. Characteristic curves of temperature activity functions of the biological processes were evaluated quantitatively by means of an empirical algorithm. Systematic errors occurred, when assays were performed in Dewars of different size or at several packing densities and humidities of the compost. The vessels were described as heat conduction calorimeters that show characteristic functions of heat transfer. Modeling the process confirmed experimental results and demonstrated a transition to disproportional temperature activity relations of the system, which depended on the size of the Dewar vessel. Combining the algorithms of the biological process and the *reactor* yielded an instrument that allowed thorough ascertainment of sensitivity towards experimental conditions.

## Introduction

As a result of the regulations in the technical guidelines for waste management (TA-Siedlungsabfall, Müller and Schmidt-Gleser 1993) and recent regulations on waste treatment in Germany, composting capacities of about 4.5 Mio. t. organic input material have been recently installed (Wiemer and Kern 1996). In order to cope with these quantities, a body of regulations was brought into action providing appropriate measures of process control and product evaluation for safe application (Barth 2000). Operators of composting plants frequently determine maturity of composts to be marketed. Maturity in general addresses microbial activity and stability of the product. The less activity the better the stability and hence the maturity of this inherently labile product. Furthermore, mature composts must not show phytotoxic properties or nutrient immobilization at the site of application. A number of assays were proposed to estimate microbial activity, biogeochemical maturity or stability of humic substances. The Dewar assay makes use of autothermic self-heating as a result of exothermic reaction enthalpies when degradative metabolism occurs (Becker *et al.* 1996). Other methods of evaluation utilize direct estimates of gas exchange either using Sapromat-systems or manometric devices (TMECC 2001, Kohmann and Fischer 1993). The determination of maturity in terms of stable biogeochemical end products relies on sophisticated chemical investigations (Grundmann 1991), and has not achieved broad practical application so far. Inbar *et al.* (1990) summarized a number of physiological, microbiological and chemical criteria on maturity testing.

In this paper, the Dewar assay according to the German recommendations from LAGA M10 (1995), Deutsche Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (1994) or TMECC (2001) in the USA is studied in detail. A quantitative assay should have a linear and steady activity-response curve. In our investigations, we were able to establish a limited correlation to respiration-based measures of activity and estimate effects of variances in the experimental protocol. For this reason we derived a model of the reactor, i.e. the Dewar vessel, that works like an isoperibolic calorimeter, and a bulk-model of the biologi-

cal process, i.e. the biological activity of composts within a temperature range. Both were combined and sensitivity analysis was performed on size of the Dewar, filling density and humidity of the compost, because the latter are not considered by the guidelines in detail. Practical investigations served to demonstrate the relevance of our examinations.

A Dewar vessel can be represented as a heat-conduction or isoperibolic calorimeter (Hemminger and Höhne 1984). On the short term i.e. some minutes, it can also be considered as an unideal adiabatic system but obviously not at a time scale of maturity testing that lasts for some days. Keeping in mind a number of boundary conditions, a Dewar allows the measurement of heat dissipation of a process that takes part inside the vessel. In contrast to well known heat-conduction calorimeters which typically involve minor differences of temperatures, the assay on maturity results in quite high temperature differences between the calorimetric cell and the surroundings. The heat exchange of a Dewar and the surroundings is determined by heat conduction and radiation within the evacuated double-walled body and by contributions from mass- and energy fluxes across the opening of the vessel. The resulting temperature inside the vessel results in an integral measure of biological activity, or more precisely, its reaction enthalpies  $\Delta_r H_{met}$ , counterbalanced by heat conduction and enthalpies of phase transitions. Heat capacities affect the temporal resolution of measurements, so data may need mathematical deconvolution that eliminates the distortion from a signal caused by inertia (Beezer 1980). When equations on heat conduction and inertia are parametrized by a set of experiments, the temperature curve from autothermal heating experiments may be transferred into metabolic enthalpies. Adopting the oxicaloric coefficient of  $-440 \text{ kJ/mol O}_2$  (consensus value), the enthalpic values and isothermal estimates of respiration may become convertible to a certain extent.

In principle, differences of an isothermal assay and an autothermal evaluation have to be tackled by a concise empirical model of the biological process. Under isothermal conditions activity will not change except for reasons of ageing, growth or substrate depletion (Inbar *et al.* 1990). The compost reacts differently when temperatures vary during the assay as is entirely evident in the Dewar. So a model of bioactivity within a temperature range from 10 to 80°C was considered, which comprised an Arrhenius-formalism and a sigmoidal inactivation formalism which predominated at elevated temperatures. The four parameters of this empiric formalism were parametrized exemplarily with different kinds of composts using isothermal respiration rates at different temperatures. Combining the empiric formalism on bioactivity (process model), and the calorimetric algorithms of the receptacle (reactor model) gave clear evidence that size of the Dewar and load rate of the assays, as well as humidity of composts, may seriously affect the resulting values of  $T_{max}$ . Fresh composts with higher activities can not be evaluated correctly in a Dewar because the bioactivity showed transitions to negative slope when temperatures rise up to inhibiting values of 65°C or even higher.

## *Materials and Methods*

### *Apparatus and Raw Materials*

Autothermal maturity testing was performed in cylindrical Dewar-vessels with net volumes of 1L, 2L, 4L and 10L (KWG-isotherm, Germany). The vessels were cylindrical with the following diameters and heights: 77mm x 237mm; 102mm x 287mm; 144mm x 310mm, and 200mm x 342mm and were shaped quite similar. Samples of composts were supplied by industrial plants (Zweckverband Ostholstein and oar Altenholz) or were produced in the laboratory. The composts were produced from source

separated collection of kitchen and garden wastes, and adequately mixed with bulking agents to make up actively aerated piles, bioreactors or laboratory facilities.

Composts were sized to  $\leq 15\text{mm}$  by sieving prior to assays and humidity was carefully adjusted to 45-55% of fresh matter. The composts had maturity grade V, III and I-II according to LAGA M10 (1995). Humidities were assayed using an automated gravimetric dryer (Sartorius Thermo Control YTC 01L). Water content and volatile solids ( $550^\circ\text{C}$ ) were analyzed according to the guidelines of Bundesgütegemeinschaft Kompost (1994). Heat capacities of materials are referenced from the literature:  $4.177\text{ J g}^{-1}\text{ K}^{-1}$  (water);  $1.088\text{ J g}^{-1}\text{ K}^{-1}$  (minerals);  $1.25\text{ J g}^{-1}\text{ K}^{-1}$  (organic substances);  $0.84\text{ J g}^{-1}\text{ K}^{-1}$  (Pyrex-Glas);  $0.66\text{ J g}^{-1}\text{ K}^{-1}$  (stainless steel) (Tinoco *et al.* 1995, Weast 1988). All temperatures were measured with Pt100 resistors (Pt100 1/3DIN B, Testo-GmbH) and data were collected and stored by a data logger as ASCII-Files (Campbell CR10, UK). Data processing was performed with recent releases of MS-Excel and SPSS Table-Curve2D software. The latter provided tools for parameter estimates on custom built equations (eq. 2; 6; 7).

### Respiration of Compost

The respiratory activity of composts was measured in a closed bottle system directly from oxygen depletion in the gas-phase. The bottles contained known amounts of compost, whereby the less active composts were investigated in larger quantities. Simultaneously a number of bottles was kept isothermally at different temperatures. With the aid of septae and syringes, the gas phase was sampled at 30 minute intervals and oxygen concentration of the gas-sample was measured with an amperometric oxygen sensor (orbisphere Mod. 21172) at ambient temperature. The sensor was calibrated with a reference gas within each measuring cycle. Figure 1 demonstrates a series of raw data from measurements. Samples were equilibrated to the temperature for four hours before measurements started, a restricted gas exchange and equilibration of pressure was allowed during this period. From volumetric concentration of oxygen, volumetric data of the bottles and samples the specific respiration was calculated according to equation 1. The effective volume of the gas-phase was corrected for temperature (general gas equation) and partial-pressure of water at the measuring temperature. The latter was very important because partial pressure of the water increased to about 470 hPa at  $80^\circ\text{C}$ . Controls were measured at  $25^\circ\text{C}$  within each group of samples, so ageing of the material or other effects of adaptation were observed.

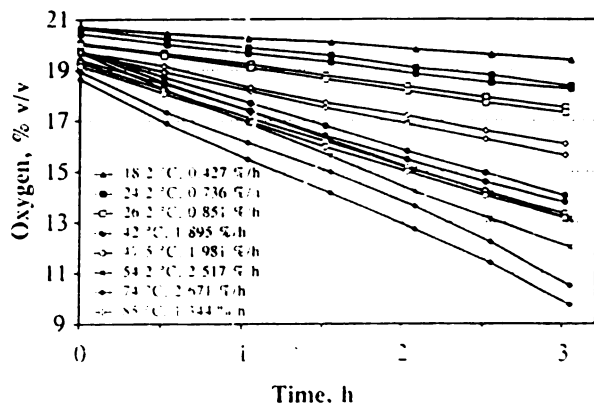


Figure 1. Respiration of compost using a closed chamber and discrete measurements of oxygen in the gas phase. Activity increased with temperature until  $70^\circ\text{C}$  was exceeded.

From volumetric concentration of oxygen, volumetric data of the bottles and samples the specific respiration was calculated according to equation 1. The effective volume of the gas-phase was corrected for temperature (general gas equation) and partial-pressure of water at the measuring temperature. The latter was very important because partial pressure of the water increased to about 470 hPa at  $80^\circ\text{C}$ . Controls were measured at  $25^\circ\text{C}$  within each group of samples, so ageing of the material or other effects of adaptation were observed.

$$\frac{dO_{2_{spec}}}{dt} = \frac{dp_{O_2}}{p_n dt} \frac{\left( v_{gas} - \frac{m_{Sample}}{\rho_{Sample}} \right)}{(1 - \beta_{H_2O}) m_{Sample} v_{mol_{O_2}}} \quad \dots \quad (1)$$

Results

Formal Description Of Respiration - The Model Of The Process

Measurements of respiration yielded the temperature dependency that is shown in Figure 2. Linearized data, which were transformed for Arrhenius-formalism as Log specific respiration vs.  $1000/T_{abs}$ , fitted pretty well within the temperature range from 10 to 65°C. Looking at the data in more detail, at very low temperatures an area may be identified which shows a different slope but the database at subambient temperature is insufficient to allow clear conclusions. The remaining uncertainties were summarized in the variance.

Above 65°C the inhibition is well described by a probabilistic term containing a critical temperature and a shape coefficient. Equation (2) explains the four parameters formalism, where the preexponential coefficient  $A_0$ , and the energy of activation  $A_1$ , were estimated to parameterize the Arrhenius-formalism. The probabilistic term was solved for the temperature at an inflection point of 50% inhibition,  $A_2$ , and a shape coefficient  $A_3$ . Parameters were simultaneously optimized.

$$\frac{dO_2}{dt} = f(T) = A_0 e^{\left(\frac{A_1}{R T_{abs}}\right)} \cdot \frac{1}{1 + \left(\frac{T_{abs}}{A_2}\right)^{A_3}} \cdot m_{comp} \dots \dots \dots (2)$$

The equation was parametrized using Marquard algorithms, which are implemented in Sigmaplot Table-Curve-2D. Results and estimated standard-errors, leading to a total error level  $p < 0.05$ , are listed in Table 1. As is shown in Figure 2, the equation fitted well to the set of experimental data which were obtained from three types of compost.

The formalism (Eq. 2) may serve as a rough model of the microbial activity vs. temperature and can be counter-

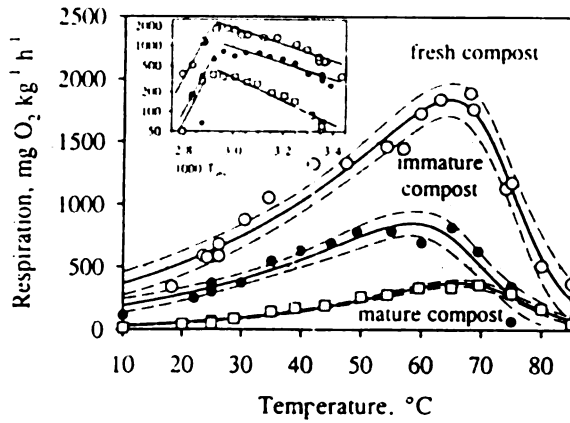


Figure 2 Respiratory activity of composts vs. temperature. The inserted graph shows a data transform according to the linearized Arrhenius-equation (Temperatures increase from right to left). Data increased up to a maximum between 60-70°C and sharply deflected due to thermal deactivation

TABLE 1. Parameter estimates that fit best to the characteristic curve of bioactivity in different types of compost: (for details refer to the text and equation 2)

Coefficient Material	Preexponential-Coefficient <sup>§</sup> $A_0$	Energy Of Activation <sup>§</sup> $A_1$	Temperature Of Inhibition <sup>§</sup> $A_2$	Shape-factor <sup>§</sup> $A_3$
Fresh compost	1.649 E07	25.21 ± 2.36	73.5 ± 1.0	79 ± 11
Medium compost	1.495 E07	26.52 ± 3.53	67.2 ± 1.9	68 ± 12
Mature compost	33.10 E07	38.01 ± 2.48	73.1 ± 1.1	70 ± 7
Units	mg O <sub>2</sub> kg <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	kJ mol <sup>-1</sup>	°C	

<sup>§</sup> Estimation of parameters using nonlinear equation (2). All fits yielded a total error level  $p < 0.05$



need with a reactor model that describes heat conduction of the Dewars as will be shown below. The widely accepted oxicaloric coefficient of  $-440 \text{ kJ/mol O}_2$  that links respiration and heat dissipation of aerobic degradative metabolism was applied to get appropriate unit-conversion (further details see von Stockar and Marison 1991).

### Calorimetric Properties Of Dewar Vessels

Heat exchange of Dewar vessels is not fully accounted for by mechanical dimensions, but needs experimental estimates and considerations of operational conditions. Here four different sizes of Dewars were studied in terms of calorimetric characteristics (Weppen *et al.* 1998) within a range of temperatures from 292-358K under different boundary conditions were assumed that coincided with operational conditions. As Figure 3 shows, the boundary conditions during the operation of Dewars may vary from an open system, where elevated mass and energy fluxes predominate, to moderate to very good insulation of the opening which brought down mass and energy fluxes. The first was simulated simply by an open water level inside the vessel, the latter by carefully insulating the opening above the water level

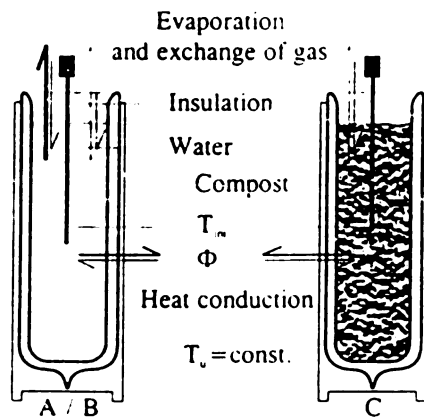


Figure 3. Scenarios that were investigated to obtain parametrized sets of data on thermal conductivity. Left: open and well insulated Dewar with characterized filling of water were numerically analyzed. Right: Determination of maturity using a simple filling of compost.

using a layer of styrofoam carefully sealed with vacuum grease. Dewars loaded with compost may be located anywhere within these two extremes, probably more at the well insulated end, as will be explained later. All studies on heat conduction were performed at stable external temperatures from 17-19°C in a cellar. Dewars were filled with hot water and cooling patterns were evaluated to get data on heat conduction as is shown in equations 3-8. Equations 3 to 5 describe the estimation of heat capacities of the Dewar (eq. 3), the Dewar filled with water (eq. 4) or with compost

discrete composition (eq. 5). Eq. 6 demonstrates a linear dependency of heat conductivity from temperature, a typical result of well insulated Dewars, and eq. 7 an exponential approach that fitted well with open vessels. The latter resulted from mass exchange when water evaporated with an exponential increase of vapor pressure with temperature. When heat dissipation of compost in the Dewars had to be calculated from temperature records, eq. 8 was applied, using the appropriate estimates of  $\lambda_T$ . The equation also reduced the distortion in the calorimetric data that were seriously affected by large  $c_p$  (see Beezer 1980). A steady internal temperature occurred, when bioactivity and heat flux were in equilibrium. The set of equations does not consider inconsistencies and gradients within the filling, because spatial resolution demands more detailed mathematical analysis that is far beyond the scope of this paper (Hemminger and Höhne 1984).

$$c_{P_{inst}} = c_{P_{Glas}} \cdot m_{Glas} + \sum_{i=1}^n c_{P_i} \cdot m_i \dots (3)$$

$$c_{P_{sysB}} = c_{P_{inst}} + c_{P_{H_2O}} \cdot m_{H_2O} \dots (4)$$

$$c_{P_{sysC}} = c_{P_{inst}} + m_{Comp} \cdot (c_{P_{H_2O}} \cdot \beta_{H_2O} + c_{P_{inorg}} \cdot \beta_{inorg} + c_{P_{org}} \cdot \beta_{org}) \dots (5)$$

$$\lambda_T = k + l(T_{abs} - 273) \dots (6)$$

$$\lambda_T = k e^{n \left( \frac{T_{abs}}{273} - 1 \right)} + l(T_{abs} - 273) \dots (7)$$

$$\Phi_{system} = \lambda_T (T - T_u) - \frac{\delta T}{\delta t} c_{P_{sys}} \dots (8)$$

$$\left[ Q_{jilO_2} m_{comp} A_0 e^{-\left( \frac{A_1}{R T_{abs}} \right)} \cdot \frac{1}{1 + \left( \frac{T_{abs}}{A_2} \right)^{A_3}} \right] - \left[ \lambda_T (T - T_u) - \frac{\delta T}{\delta t} c_{P_{sys}} \right] = 0 \dots (9)$$

Calorimetric Parameter Estimates Of Dewars

Parameter estimates of calorimetric properties are listed in Table 2. The parameters fitted well with scenarios outlined above. When compost is filled into the vessels, parameters may not hold in detail, but for preliminary calculations, the set of data concerning well insulated and sealed dewars was used for further calculations. In order to confirm or reject this approach, we measured temperature gradients within a filling

TABLE 2.

Family of characteristic curves which describe calorimetric properties of Dewar cans. For details refer to the text. All sets of parameters described the measured data at  $p_i < 0.001$  level. Data were obtained from multiple experiments using 2 to 6 individual Dewars.

Dewar-Type	k (J K <sup>-1</sup> s <sup>-1</sup> )	l (K <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> )	n
1L open (2)	-0.1205±1.23 E-2	3.213 E-3±0.82 E-3	6.565±7.95 E-2
2L open (4)	-0.2467±1.57 E-2	5.556 E-3±1.02 E-3	6.781±3.99 E-2
4L open (6)	-0.5337±5.59 E-2	18.51 E-3±3.64 E-3	6.323±5.93 E-2
10L open (2)	-1.141±7.35 E-2	40.13 E-3±4.69 E-3	6.179±4.02 E-2
1L insulated	-0.0181±1.67 E-4	-0.119 E-3±3.41 E-6	n.a.
2L insulated	-0.0278±1.84 E-4	-0.234 E-3±3.80 E-6	n.a.
4L insulated	0.0475±3.96 E-4	-0.358 E-3±7.63 E-6	n.a.
10L insulated	-0.0895±7.06 E-4	-0.620 E-3±13.9 E-6	n.a.

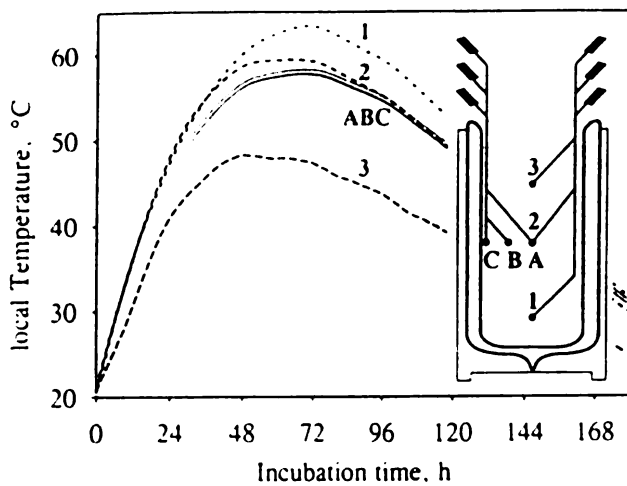


Figure 4. Temperature probes (Pt100) placed in an axial and radial pattern reveal the predominance of thermal resistance along the axial dimension (sharp gradient from surface to the depth).

of compost along the axis of the Dewar and along a radial section as is shown in Figure 4. Data show insignificant radial gradients but a well shaped gradient along the axis. The compost itself provided an insulating seal of the opening and yielded well insulated conditions in the lower part of the can. A precise model would require spatially structured, grid-like organized sets of equations, which represent biogenic activity as well as heat capacities and conductivities of the compost (Hemminger and Höhne

1984, Dach *et al.* 1996) at a number of discrete sites. This kind of finite element algorithms can not be solved easily.

### Modeling The Assay

Data from composts (Table 1) and Dewars (Table 2) were calculated in a manner such that increase or decrease of internal temperature are plotted over a given temperature. Equilibrium between biogenic heat dissipation and calorimetric heat flux occurred at a discrete temperature  $T_{eq}$  when calculated  $dT/dt$  becomes zero (Equation 9). At higher temperatures heat conduction will yield a decrease of temperature, at lower temperatures the opposite. Of course the approach does not consider alterations of the biological activity with time, e.g. exhaustion of substrates, fine tuning

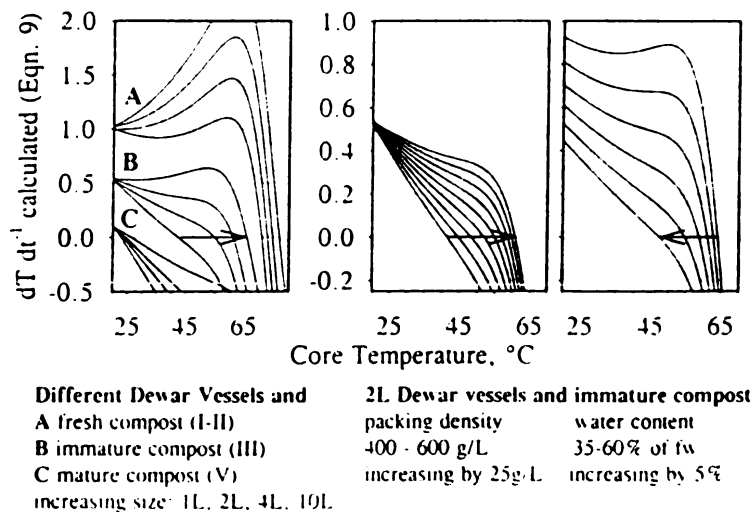


Figure 5. Modellized data on temperature increase within a Dewar. At  $dT/dt=0$  the system is equilibrated. Left: calorimetric modellization of three types of compost using Dewars from 1 to 10L, middle: 2L Dewar and immature compost at 55% water content at increasing packing density, right: same scenario but decreasing water content at constant packing density of 500g/L.

of the population or growth effects, but our approach focuses on the question how size, humidity or packing density of the maturity assay interact with the estimate of maturity. In this sense modelized data clearly show strong interdependence between size and estimated  $T_{eq}$ ; at nearly all levels of maturity (Figure 5A); strong positive correlation of packing density and equilibrium temperature (Figure 5B) and also strong negative correlation of humidity (within the limits of unimpaired bioactivity) and equilibrium temperature (Figure 5C). These results were pretty well confirmed, when real composts were evaluated (Figure 6). So temperature maxima increased with larger vessels or higher packing densities. The example of a mature compost, degree IV-V according to LAGA M10 (1995) or TMECC (2001), illustrates that considerable underestimates of maturity occurred when assayed in a 10L vessel.

According to modelized data, higher packing density or lower water content yielded lower estimates of maturity. Of course further effects, for example diffusivity of gases or availability of water may affect the biogenic activity and might be considered in a more comprehensive model. From the modelized data a further aspect became evident. Due to the unsteady temperature-activity relation all immature composts within a broad range of bioactivity clumped in a narrow temperature range from 60-70°C, so the method is unable to provide a solution for bioactivity with this kind of samples. Neither did the complicated characteristic curve of the system confirm analytical linearity or additivity, so the method can not be recommended for quantitative assays of bioactivity. The isothermal measurements of respiration as described here or in the literature are more reliable and do not depend as much on the apparatus used, or in our case the calorimetric properties of an individual vessel and the characteristics of bioactivity. Figure 7 clearly demonstrates these findings.

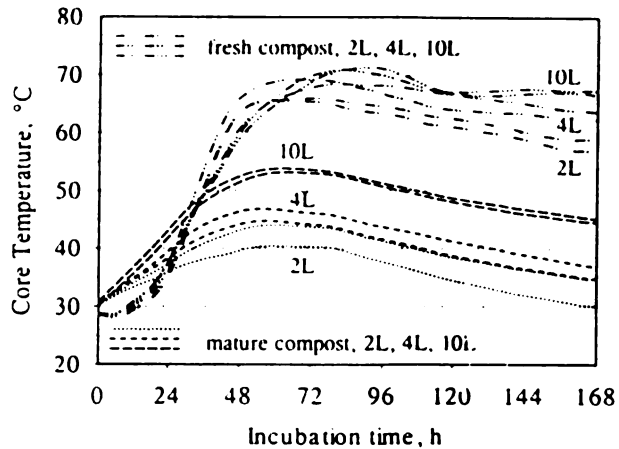


Figure 6. Real temperature course developed by mature and fresh composts analyzed in Dewars of different size. Fresh compost autothermally heats to temperature, where activity is inhibited. Mature composts exerted increasing temperatures, when assayed in larger cans because specific conductivity decreased with size

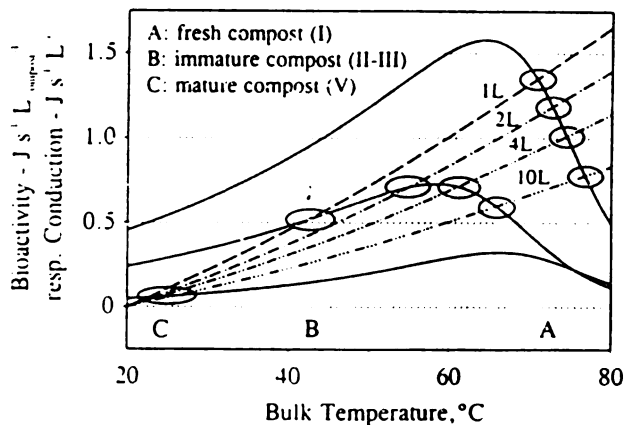


Figure 7. Characteristic lines of composts and Dewars intersect at discrete temperatures. Flat angles at intersections make more difficult a precise estimate of  $T_{eq}$  and they move along the activity-line with increasing size of the vessels. Fresh composts show  $T_{eq}$  which are located at the drop of activity-curve.

### Summary And Conclusions

The isothermal measurement of bioactivities, as is demonstrated by the maturity testing of composts according to LAGA M10 (1995) or TMECC (2001), is affected by a temperature dependency that can be modelled by an Arrhenius-like equation, but at elevated temperatures an inhibition was observed and built into the equation by a probabilistic term. Although the measures have an empiric characteristic, we found inhibitory temperatures that matched well with our knowledge of composting. A Dewar can function as an isoperibolic calorimeter (Hemminger and Höhne 1984, Weppen *et al.* 1998) which can not be characterized quantitatively when the active matrix is compost, because the matrix constitutively contributed to heat conductivity and heat capacity. Parameters gained from simplified boundary conditions either yielded over- or underestimates of heat-fluxes when open or insulated Dewars were considered, but the latter seemed the more appropriate. A thorough analysis of partial phenomena could help to develop a structural formalism of heat conduction, which would also be related to the vessel as a unit. For this reason, equations that describe partial heat flux phenomena ( $\Phi_{\text{sys}} = \Sigma \Phi_{\text{part.}}$ ), may be formulated as is explained in the calorimetric literature (Hemminger and Höhne 1984), but these approaches will not eliminate the uncertainties mentioned above because heat conductivities of composts (Dach *et al.* 1996) are either not considered or are not precisely predictable at all.

Combining both the model of bioactivity and calorimetry, modelled data clearly showed nonlinear response to activity pattern and sensitivity towards packing density of the compost or its water content, even when fully standardized vessels were used. On the other hand, today a number of respirometric tests are already established that perform much better, so these tests may replace the Dewar self-heating test according to Laga M10 (1995) or TMECC (2001). A precise and valid calculation of bioactivity from temperature measurements in a Dewar is difficult under any conditions and should only be conducted when additional factors such as packing density, humidity, placement of the vessel are carefully monitored. Our findings on temperature activity relations have further impact to the storage of composts, because maintenance and quality assurance of mature composts depends on cold storage, but within large heaps self-heating may cause accelerated self-heating up to 75°C and deterioration of the product as was often observed in practice (data not shown here). Using either data from respiration or from calorimetry, the self-heating characteristics of a storage system may be estimated more precisely for safety, when equation (2) is considered.

### Glossary

$A_i$	Parametrized coefficients
$c_p$	Heat capacity at constant pressure, $\text{J g}^{-1} \text{K}^{-1}$
DM	Dry matter, kg
$k$	Heat conductivity at 273 K, $\text{J s}^{-1} \text{K}^{-1}$
$l$	Linear temperature dependency of heat conductivity, $\text{J s}^{-1} \text{K}^{-2}$
$n$	Exponential temperature dependency of heat conductivity
$m_{\text{comp}}$	Amount of compost dry matter, kg
$m_{\text{Sample}}$	Amount of compost fresh weight, kg
$P_n$	Standard normal pressure, 1013 hPa
$P_{\text{O}_2}$	Partial pressure of oxygen, hPa
$Q_{\text{J/O}_2}$	Oxicaloric coefficient, $-440 \text{ kJ mol}^{-1} \text{O}_2$
$R$	Universal gas constant, $8.31441 \text{ J K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$
$T_{\text{abs}}$	Temperature, K (applied to all equations for clarity)
$T_u$	Temperature of surroundings (heat sink, about 291K)
$v_{\text{gas}}$	Standard volume of the gas phase, normalized to 1013 hPa and 273 K and corrected for partial pressure of water vapor. L

$v_{\text{mol}}$	Molar volume, here oxygen, 22.392 L mol <sup>-1</sup> (273.1 K, 1013 hPa)
$\beta_{\text{H}_2\text{O}}$	Mass fraction of water in the compost
$\lambda_T$	Heat conductivity at a given temperature, J s <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup>
$\Phi_{\text{system}}$	Integral calorimetric heat flux to the surroundings, J s <sup>-1</sup>
$\rho_{\text{sample}}$	Specific density of the sample, kg/L
$dO_{2\text{spec}}/dt$	Specific respiration rate of a compost dry matter, mol O <sub>2</sub> kg <sup>-1</sup> s <sup>-1</sup>
$dO_2/dt$	Respiration rate of an experimental setup as a whole, mol O <sub>2</sub> s <sup>-1</sup>

### Acknowledgements

I would like to thank Ms G. Scheffel, who carefully performed a number of experiments. The coworkers of the compost plants in Altenholz and Lensahn (Schleswig-Holstein, Germany) provided samples of material at discrete degrees of maturity. Parts of this study were supported by Deutsche Bundesstiftung Umwelt, grant No. 08781.

This work is dedicated to Prof. Dr. W.-D. Deckwer, Braunschweig, Germany on the occasion of his 60th birthday.

### References

- Barth, J. 2000: Stand und Perspektiven der biologischen Abfallbehandlung in Europa - Umwelt und Entwicklungspotenzial bei der Kompostierung. In: Wiemer, K. and M. Kern (eds.), Bio- und Restabfallbehandlung IV, Witzenhausen- Institut für Abfall, Umwelt und Energie, Witzenhausen, pp. 132-142.
- Becker, G., A.Kötter and B. Gallenkemper. 1996. Bewertungskriterien für das Rottestadium von Bioabfallkompost, In: R. Stegmann (ed.): Hamburger Berichte 11, Economica Verlag, Bonn, pp. 7-19.
- Beezer, A.E. (ed). 1980. Biological microcalorimetry, Academic Press, New York.
- Bundegütegemeinschaft Kompost e.V.(ed) 1994. Methodenbuch zur Analyse von Kompost, (Standard methods for evaluation of compost), Selbstverlag, Köln.
- Dach, J., A. Lohf, J. Jäger. 1996. Modellierung der effektiven Wärmeleitfähigkeit in der Abfalltechnik - was ist machbar? *EntsorgungsPraxis*, (4): 22-24.
- Hemminger, W. and G.W.H Höhne. 1984. Calorimetry - fundamentals and practice VCH-Verlag, Weinheim.
- Iribar, Y., Y. Chen, Y. Hadar and H.A.J. Hoitink. 1990. New approaches to compost maturity, *Bio-Cycle*: 64-69.
- Grundmann, J. 1991. Reifegradbestimmung von Komposten durch Huminstoffanalytik - Eignung und Methode, *Müll und Abfall*, 5: 268-273.
- Kohmann, H. and P. Fischer. 1993. Neue Methode zur Reifegradbestimmung von Kompost, *Entsorgung-Magazin*, 6: 72-74.
- LAGA M10. 1995. Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, Merkblatt M10, Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost, Müllhandbuch, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.
- Lasaridi, K.E. and E.I. Stentiford. 1996. Respirometric techniques in the context of compost stability assessment: Principles and practice. In: Bertolli, M., P. Sequi, B. Lemmes and T. Papi (eds.): *The science of composting*, Blackie Academic & Professional London, Part I: pp 274-285.
- Müller, K.R. and G. Schmitt-Gleser. 1993. Handbuch der Abfallentsorgung, Kap. II-3/Anl.1: TaSiedlungsabfall, Ecomed, Landsberg-Lech.
- Tinoco Jr., J., K. Sauer and J. C. Wang. 1995. Physical Chemistry, Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- TMECC (Draft) 2001. Test methods for the examination of composting and compost, Chapter 5.08; the composting council research and education foundation, in the press.
- von Stockar, U. and I.W. Marison. 1991. Large scale calorimetry and biotechnology, *Thermochimica Acta*, 193: 215-242.
- Weast, R.C. (ed). 1988. Handbook of chemistry and physics, 1st student edition, CRC-Press, Boca Raton, Florida.
- Weppen, P., U. Gudladt and A. Willert. 1998. Die Rottegradbestimmung von Kompost in DEWAR-Gefäßen, *Journal of Thermal Analysis*, 52: 81-91.
- Wiemer, K. and M. Kern. 1996. Kompost-Atlas 1996/97. M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen.

---

## INOCUIDAD DE ABONOS ORGANICOS

---

Lidieth Uribe Lorío  
Laboratorio de Microbiología Agrícola  
Centro de Investigaciones Agronómicas

Entre los objetivos de la producción de abonos orgánicos está la eliminación de desechos así como la conversión de estos subproductos en materiales que puedan utilizarse para la mejora del suelo. Entre las bondades de la utilización de abonos orgánicos se señala que constituyen una fuente de nutrientes disponibles, de microorganismos benéficos, que propician el aumento en la capacidad de retención de humedad, mejoran la estructura del suelo, la materia orgánica y favorecen el drenaje.

Adicionalmente se espera que estos productos no sean tóxicos a plantas y que no introduzcan patógenos que afecten la salud de plantas, animales y humanos. Sin embargo muchos de los desechos utilizados en la elaboración de los abonos orgánicos son fuentes potenciales de patógenos, por ejemplo los lodos de plantas de manejo de aguas residuales pueden tener cargas microbianas muy altas. El material de composteo a partir de plantas enfermas constituye en algunos casos fuente de patógenos. Debemos considerar que el proceso de elaboración de los abonos debe eliminar o reducir significativamente los patógenos presentes en los sustratos utilizados.

Las poblaciones microbianas constituyen un agente clave en la transformación de compuestos orgánicos. Debido a que el término abonos orgánicos incluye un grupo muy variado de procesos nos referiremos por separado al compostaje (compost, bokashi), vermicompost y biofermentos. Analizaremos los factores que influyen en la eliminación de patógenos.

### COMPOSTAJE

El proceso de compostaje involucra la descomposición de materiales orgánicos bajo condiciones en las cuales se permite el aumento de la temperatura como producto de la oxidación aerobia de los desechos (Coiné, 2000). En este sistema las temperaturas se mantienen entre 43°C y 65°C (Rynk, 1992). El Bokashi, receta japonesa de producción de

abono orgánico con volteos frecuentes maneja temperaturas por debajo de los 45°C a 50°C (Soto, 2000).

Durante el proceso de compostaje ocurren cambios en las poblaciones de microorganismos presentes en el compost debido a las transformaciones sufridas por los materiales y a los cambios en temperatura ocurridos durante el proceso (Paul y Clark, 1996).

La transformación del compost es iniciada por bacterias mesófilas (organismos cuya temperatura óptima de crecimiento se sitúa entre los 20-40 °C) que al descomponer los materiales aeróbicamente aumentan la temperatura del sistema. Durante la fase mesofílica inicial donde las cantidades de carbohidratos asimilables son altas predominan las bacterias, el aumento de temperatura y la reducción de sustratos lábiles provocan cambios en la población de microorganismos, en esta fase los microorganismos mesófilos disminuyen y ocurre un aumento de los termófilos (temperatura óptima de crecimiento entre los 80 y los 110C) (Paul y Clark, 1996; Coyne, 2000; Atlas y Bartha, 2002).

La actividad termófila máxima en el compost se sitúa entre 60°C y 65°C. El compost debe mantenerse en condiciones termófilas durante el mayor tiempo posible. Esto no solo sirve para acelerar el proceso de fabricación de compost (el aumento de temperatura incrementa la actividad microbiana), sino que destruye a los patógenos presentes en el material composteado. Esto es particularmente importante en el caso de los lodos y estiercoles (Coiné, 2000).. En el cuadro 1 se observan las temperaturas mínimas y máximas de crecimiento para diferentes bacterias. En el caso de *Escherichia coli*, bacteria indicadora de contaminación fecal, el proceso de compostaje puede eliminar su presencia pues su temperatura máxima de crecimiento es 42C (Cuadro 1). Si este microorganismo creciendo en un medio de cultivo se expone a una temperatura de 57°C ocurre muerte en un período de 20 a 30 minutos (Cuadro 2) (Atlas y Bartha, 2002).



Cuadro 1. Tolerancia a la temperatura de diferentes microorganismos (modificado a partir de Atlas y Bartha, 2002).

Microorganismo	Tmin. °C	Tmax. °C
<i>Escherichia coli</i>	7	42
<i>Bacillus subtilis</i>	15	50
<i>Bacillus stearothermophilus</i>	30	70
<i>Lactobacillus lactis</i>	15	46

Cuadro 2 Tiempo aproximado de muerte térmica en bacterias (modificado a partir de Atlas y Bartha, 2002)

Microorganismo	Tiempo (minutos)	Temperatura °C
<i>Escherichia coli</i>	20-30	57
<i>Bacillus subtilis</i> (esporas)	50-200	100

Debe considerarse que algunos organismos pueden sobrevivir y otros persistir en secciones más frías del compost Figura 1, el riesgo de enfermedad es sin embargo muy reducido ya que además de las altas temperaturas alcanzadas durante el composteo factores bióticos como la competencia y el antagonismo reducen el número de patógenos de plantas y animales.

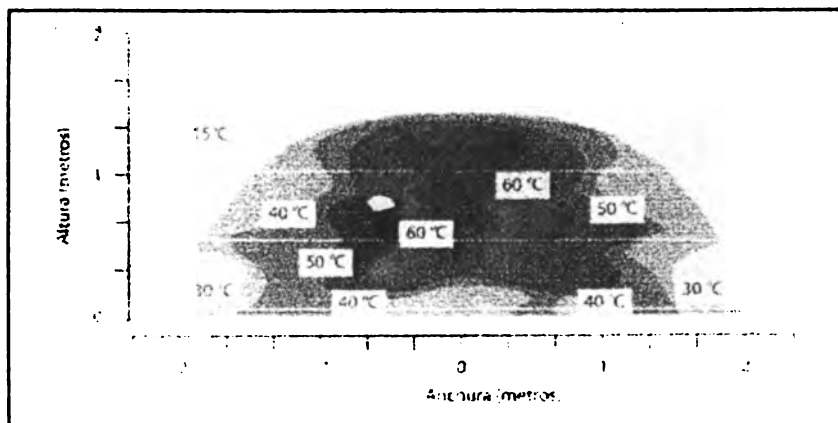


Figura 1. Temperaturas en diferentes secciones de una pila de compost. Tomado de Atlas y Bartha, 2002

Según Palmisano et al (1996) la eliminación de patógenos se logra tras la exposición a temperaturas altas; 50°C durante 24 horas o 46°C durante una semana. Estudios conducidos por Tiquia *et al.* (2002) determinaron que la actividad termófila encontrada cuando se composteó gallinaza utilizando un sistema de inyección de aire fue capaz de destruir las poblaciones de coliformes fecales presentes en los materiales iniciales (Figura 2). Ello a pesar de que la temperatura en la parte inferior de la pila disminuyó a 44°C en el día 21 mientras que en la parte superior y media fueron mayores que 55°C. Estos resultados pueden atribuirse a que en la pila la población total de microorganismos se mantuvo en niveles mayores a  $10^7$  células microbianas por gramo de compost. Así la biodiversidad del compost puede actuar como una barrera para la colonización y sobrevivencia de microorganismos como *Salmonella* (Palmesano et al, 1996) y *E.coli.* (Tiquia *et al.*, 2002). En este experimento las autoras no encontraron contaminación secundaria o recrecimiento después de 40 días.

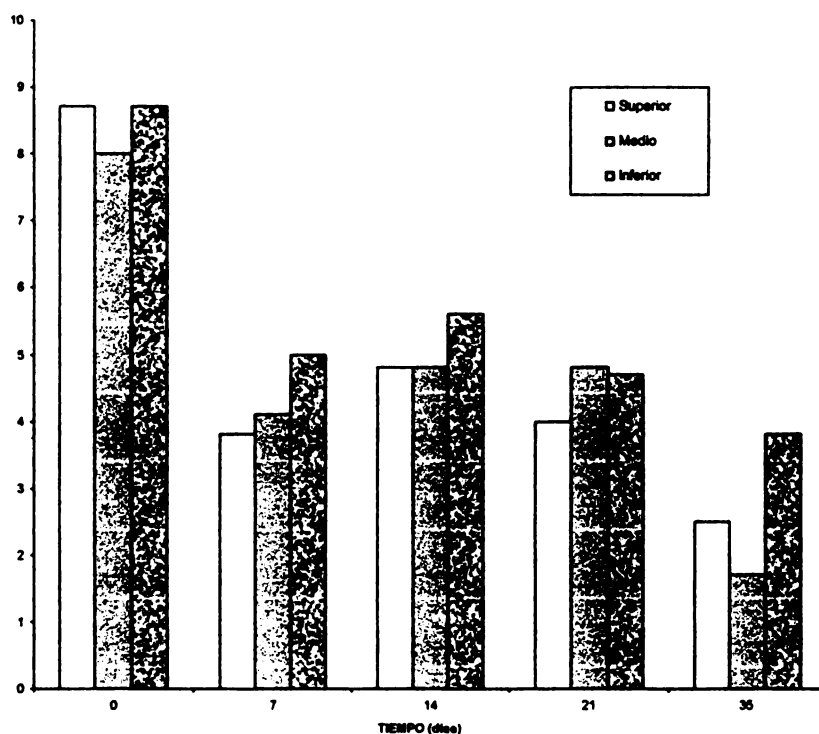


Figura 2 Recuentos de coliformes fecales en diferentes estados de compostaje (Fuente Tiquia *et al.* 2002).

Tiquia et al (2002) encontraron que la población de hongos disminuyó a temperaturas por encima de 50°C y fueron recobrados posteriormente cuando las temperaturas fueron moderadas (<45°C). A temperaturas superiores a 70°C no se encuentran los actinomicetes mientras que al alcanzar 82°C la actividad biológica se detiene ya que los termófilos extremos no se encuentran presentes en el compost. Con el fin de obtener mayores tasas de descomposición y una eliminación de patógenos más efectiva, se han modificado genéticamente cepas de termófilos extremos a fin de que puedan sobrevivir en el compost, se cuestiona sin embargo si este procedimiento reducirá la calidad del compost al disminuir, debido a las mayores temperaturas, la biodiversidad del sistema (Atlas y Bartha, 2002).

No solamente el calor generado en el compostaje elimina los patógenos de plantas animales y humanos, como se discutió antes, también las altas poblaciones microbianas encontradas en estos materiales afectan el establecimiento de patógenos. El compost involucra un diverso grupo de microorganismos, de los cuales ninguno domina ya que los materiales y las condiciones de compostaje varían y cambian continuamente en diferentes secciones de la pila. Existen así ambientes muy diferentes que favorecen la diversidad microbiana del compost. Dicha diversidad es vital para mantener el proceso de compostaje. Los grupos más importantes de microorganismos son bacterias, hongos y actinomicetes. Estos grupos tienen especies mesofílicas y termofílicas. (Rynk, R, 1992). Los cambios en el ambiente (temperatura, disponibilidad de sustratos degradables), así como las altas y cambiantes poblaciones de microorganismos presentes en el compost (Cuadros 3 y 4) hacen difícil el establecimiento o sobrevivencia de patógenos al verse expuestos a competencia, inhibición, antagonismo, depredación y antibiosis.

Cuadro 3 Valores típicos de abonos orgánicos analizados en el Laboratorio de Microbiología Agrícola.

	BACTERIAS	ACTINOMICETES	HONGOS
TIPO DE ABONO	UFC/g	UFC/g	UFC/g
COMPOST	23000000	990000	14000
BOKASHI	26786000	2679000	<1000
LOMBRICOMPOST	103879000	10519000	151000

Cuadro 4 Microorganismos identificados en compost. Fuente base de datos Laboratorio de Microbiología Agrícola.

Bacterias	Actinomicetes	Hongos
<i>Bacillus licheniformis</i> <i>Bacillus subtilis</i> <i>Pseudomonas sp</i> <i>Serratia sp.</i> <i>Escherichia coli</i> <i>Pseudomonas aeruginosa</i> <i>Stenotrophomonas maltophilia</i> <i>Chrysobacterium</i> <i>Pseudomonas spinosa</i> <i>Aeromonas echeleia</i> <i>Raoultella terrigena</i> <i>Burkholderia gladiolii</i>	<i>Streptomyces</i> <i>Arthrobacter</i> <i>Arthrobacter woluwensis</i>	<i>Aspergillus niger</i> <i>Aspergillus flavus</i> <i>Penicillium italicum</i> <i>Penicillium</i> <i>Mucor</i> <i>Rhizopus</i> <i>Fusarium</i> <i>Trichoderma</i> <i>Penicillium citrinum</i> <i>As Aspergillus ochraceus</i>

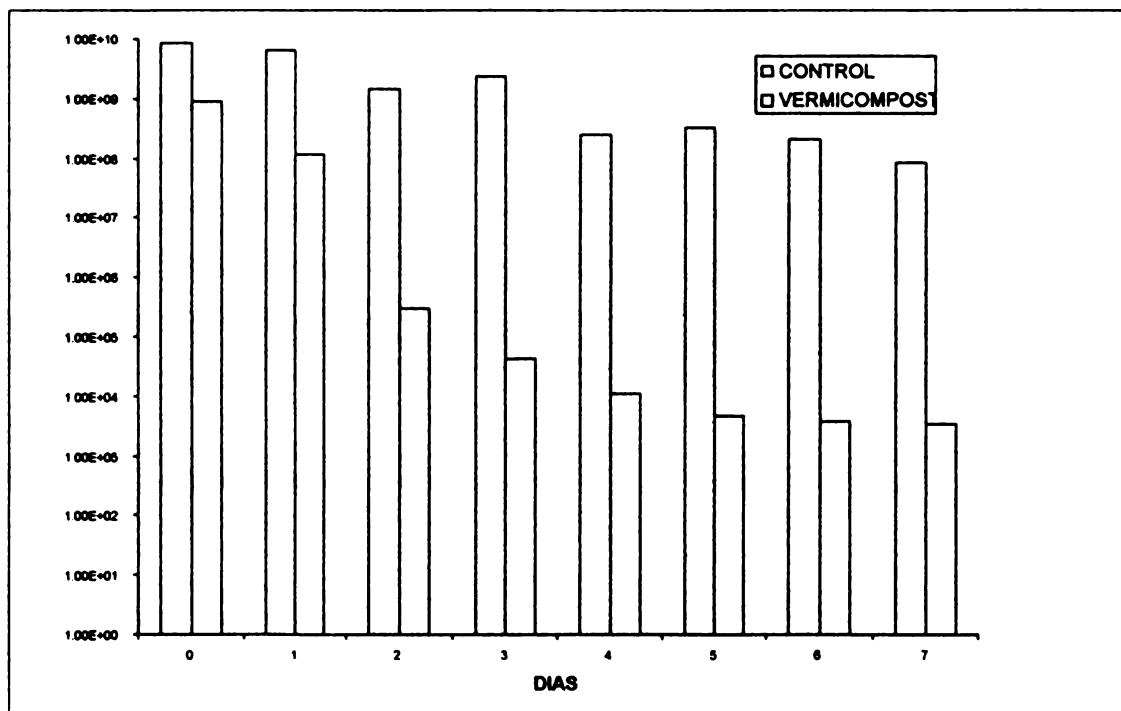
## VERMICOMPOST

El vermicompost es un método que utiliza lombrices de tierra para consumir y procesar desechos orgánicos y convertirlos en un producto de uso agrícola (Coiné, 2000; Soto, 2001). Este método ha demostrado en un experimento a nivel de campo ser capaz de reducir la carga de patógenos (*Salmonella*, *E.coli*, virus entéricos y huevos de helmintos) cuando se le utiliza para el tratamiento de desechos. En un experimento piloto se observó después de 68 días (Cuadro 5) una reducción en todos los patógenos estudiados en el control y en el vermicompost, en el caso de coliformes fecales la reducción observada fue mayor en el vermicompost que en el control, la disminución de los otros patógenos en el control se debe probablemente al bajo número de organismos presentes en la muestra inicial.

En un experimento a mayor escala realizado por los mismos autores, encontraron una reducción en las poblaciones de patógenos con respecto al control (Figuras 3 y 4) obteniéndose en el vermicompost niveles de coliformes fecales menores al límite sugerido por Strauch (1987) de  $5 \times 10^2$  UCF/g.

Cuadro 5 Muestras iniciales y finales en un vermicompost a partir del manejo de biosólidos (Fuente Eastman *et al.*, 2001)

INDICADOR	VERMICOMPOST			CONTROL		
Coliformes fecales (CFU/g)						
Inicial	301	314	313	313	326	329
Final	2,8	0	0	70	99	76
Coliformes fecales (logNMP/g)						
Inicial	0,09	1,05	1,05	1,05	1,05	1,06
Final	-0,16	-0	-0	0,05	0,06	0,05
Salmonella sp. (células/g)						
Inicial	7	3	4	9	2	6
Final	<1	<1	<1	1	<1	<1
Virus entéricos (efecto citopático)						
Inicial	neg	pos	pos	pos	neg	pos
Final	neg	neg	neg	neg	neg	neg
Huevos de helmintos (huevos/4g)						
Inicial	4	1	4	<1	2	1
Final	<1	<1	<1	<1	<1	<1

Figura 3 Disminución en la población de coliformes fecales (escala logarítmica) durante 7 días de vermicompost (tomado de Eastman *et al.* (2001).

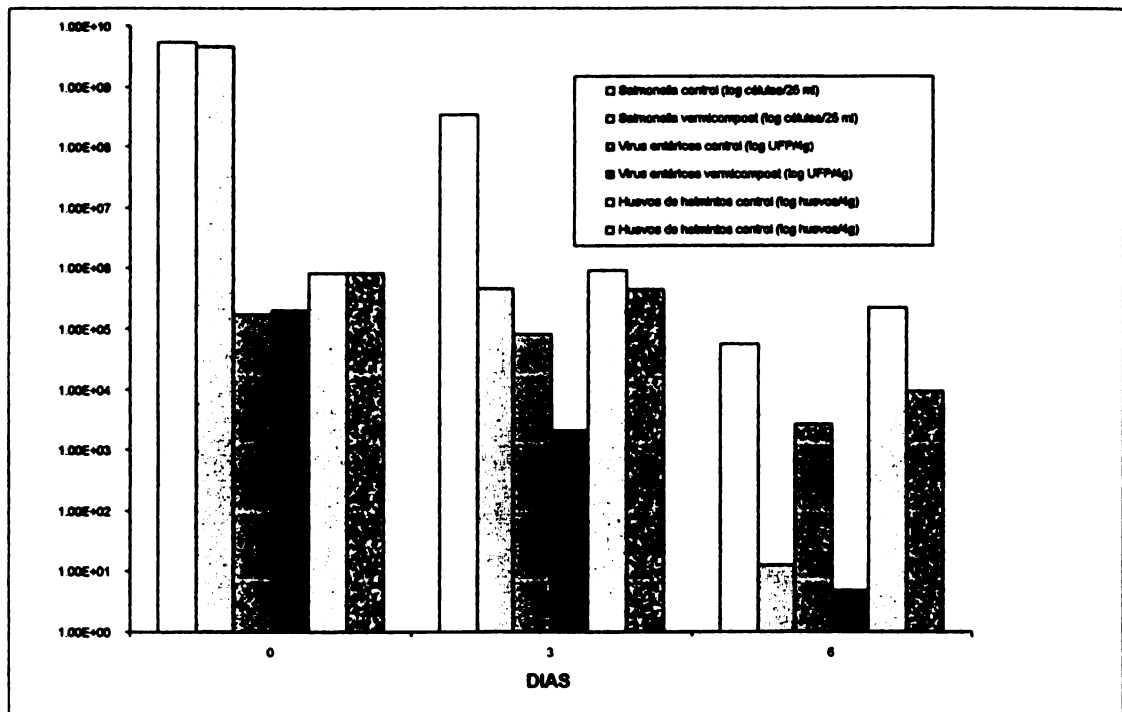


Figura 4 Disminución en la población de diferentes patógenos (escala logarítmica) durante 7 días de vermicompost (tomado de Eastman *et al.* (2001).

## BIOFERMENTOS

En este tipo de preparados, se produce una fermentación de los desechos, a base de melaza, excretas, suero de leche y microorganismos. El proceso de fermentación causa una caída drástica en el pH del fermento y así junto con la disponibilidad de oxígeno condiciona la flora microbiana capaz de crecer en estas condiciones (Cuadro 6).

Cuadro 6 Valores mínimo, óptimo y máximo de pH en la multiplicación de diversas bacterias

Organismo	Mínimo	Óptimo	Máximo
Escherichia coli	4,4	6,0-7,0	9,0
Erwinia carotovora	5,6	7,1	9,3
Lactobacillus acidophilus	4,0	4,6-5,8	6,8

En un muestreo realizado como evaluación preliminar para determinar la inocuidad de biofermentos a base de boñiga, se determinó que tanto las muestras sujetas a diferentes manejos (enriquecidas con nutrientes B, MgP), como muestras de diferentes edades (tiempo 0, primero y segundo muestreos, 6 meses y un año), y procedentes de diferentes productores contenían bacterias indicadoras de presencia de patógenos. Todas las muestras contenían altas poblaciones de *Lactobacillus*, microorganismo presente en el suero de la leche y en la mezcla de microorganismos utilizada por los productores que tolera bajos pH (Cuadro 7), y es responsable de la fermentación láctica y acética de diferentes materiales. El bajo pH y las condiciones de anaerobiosis son probablemente responsables de la ausencia de coliformes fecales en los biofermentos evaluados. Cabe destacar que de los fermentos que tenían pH altos si bien no contenían coliformes fecales, uno de ellos contenía coliformes fecales y en ambos casos la flora microbiana presente era muy variada. El pH podría utilizarse como un indicador de calidad muy fácil de determinar por los productores.

Cuadro 7 Inocuidad de biofermentos. CATIE-GTZ-COOPEBRISAS-CIA.

IDENTIFICACION	COLIFORMES TOTALES NMP/100 mL	COLIFORMES FECALES NMP/100 mL	<i>Escherichia coli</i> NMP/100 mL	<i>Salmonella</i>	pH
Tiempo 0	350	<2	<2	Negativo	4.6
1° muestreo	2	<2	<2	Negativo	3.9
2° muestreo	2	<2	<2	Negativo	3.9
6 meses	<2	<2	<2	Negativo	4.1
1 año	<2	<2	<2	Negativo	4.7
B	<2	<2	<2	Negativo	4.9
Mg-P	<2	<2	<2	Negativo	3.8
Productor 1	<2	<2	<2	Negativo	4.2
Productor 2	<2	<2	<2	Negativo	6.3
Productor 3	47	<2	<2	Negativo	6.5
Productor 4	<2	<2	<2	Negativo	3.9
Productor 5	<2	<2	<2	Negativo	4.4
Productor 6	<2	<2	<2	Negativo	3.7

Cabe destacar que la calidad microbiológica de los biofermentos llevados al Laboratorio de Microbiología para análisis es muy variada obteniéndose aislamientos de *Bacillus*, levaduras, *Lactobacillus*, etc, y en algunos pocos casos *Escherichia coli*. En el caso de los lixiviados obtenidos a partir de humus de lombriz se encuentran bacterias, actinomicetes y hongos.

## **ANALISIS PARA DETERMINAR LA INOCUIDAD DE ABONOS ORGANICOS**

Entre los análisis biológicos realizados a abonos orgánicos se han propuesto:

Estabilidad

Germinación

Determinación de patógenos

### **ESTABILIDAD**

Las opiniones concernientes a estabilidad y madurez varían ampliamente dentro de las industrias de compost, agricultura y horticultura. El término estable se usa para describir un compost que no este sujeto a descomposición rápida y cuyos nutrientes sean relativamente disponibles para la liberación al suelo. La estabilidad del compost se refiere al grado al cual el compost ha sido descompuesto a materiales más estables. Este análisis se realiza determinando la cantidad de CO<sub>2</sub> producida durante una cantidad específica de tiempo. Un compost más estable tendrá tasas de respiración más bajas que uno inestable. En el cuadro 8 se presenta una tabla de interpretación para determinar la estabilidad de abonos orgánicos.

Debe destacarse que las categorías estipuladas corresponden a compost y no a bokashi. Así como se observa en el cuadro 9, la mayoría de los bokashi analizados en el Laboratorio de Microbiología Agrícola se catalogan como inestables. Cabe recordar que el bokashi se le considera un tipo de compostaje incompleto (Soto, 2001) y por lo tanto la tasa de respiración del material será mayor que la obtenida para compost y lombricompost.



Cuadro 8 Tabla de interpretación para la estabilidad del compost (Fuente: The U.S Composting Council.)

TASA DE RESPIRACION (mg CO <sub>2</sub> /g SV t)	ESTABILIDAD	CARACTERISTICAS
<2	MUY ESTABLE	Compost bien terminado no continúa la descomposición no producción de olor no potencial para fitotoxicidad
2-8	ESTABLE	Compost terminado producción de olor poco probable limitado potencial para fitotoxicidad Impacto negativo mínimo sobre la dinámica del C y N del suelo
8-15	MODERADAMENTE INESTABLE	Compost sin terminar Producción de olor mínima Potencial para fototoxicidad Impacto negativo moderado sobre la dinámica del C y N del suelo No recomendado para semilleros
15-40	INESTABLE	Compost sin terminar Producción de olor Alto potencial para fitotoxicidad Alto potencial para impacto negativo sobre la dinámica del C y N del suelo No recomendado para semilleros, uso posible como cover mulch.
>40	MATERIAL SIN ESTABILIZAR	Material extremadamente inestable Producción de olor esperada Alto potencial para fitotoxicidad impacto negativo esperado sobre la dinámica del C y N del suelo No recomendado para usar como compost

**Cuadro 9** Análisis representativos de estabilidad de muestras analizadas en el Laboratorio de Microbiología Agrícola de acuerdo al tipo de compostaje realizado.

MUESTRA	Muy estable	Estable	Moderadamente inestable	Inestable	TOTAL
LOMBRICOMPOST	2	1	0	0	3
COMPOST	6	3	4	0	13
BOKASHI	1	4	3	10	18

En un estudio no publicado (Alpizar *et al*, 2001) utilizando bokashi con diferentes grados de madurez, observaron una disminución en la tasa de respiración con respecto a la madurez del bokashi. Si bien el bokashi maduro presentó la menor tasa de respiración, este material se cataloga utilizando la clasificación detallada en el cuadro 10, como moderadamente inestable. Esta información es útil sin embargo pues puede establecer criterios para hacer comparaciones entre diferentes tipos de bokashi o el mismo bokashi evaluado en diferentes tiempos.

**Cuadro 10** Determinación de la estabilidad de bokashi con diferentes grados de madurez.

MUESTRA	TASA DE RESPIRACION (mg CO <sub>2</sub> /g SV t)	CLASIFICACION
BOKASHI INMADURO	53	Material sin estabilizar
BOKASHI MEDIO	48	Material sin estabilizar
BOKASHI MADURO	14	Moderadamente inestable

## **PORCENTAJE DE GERMINACION**

A fin de determinar si el abono orgánico a utilizar puede resultar tóxico a plantas, se evalúa la germinación de una planta testigo al utilizar una pasta concentrada de un producto y compararlo con un control. De acuerdo al porcentaje de germinación obtenido, se califica el abono como se detalla en el Cuadro 11.

Cuadro 11. Nivel de toxicidad de un abono orgánico de acuerdo al porcentaje de germinación.

TASA DE GERMINACION	NIVEL DE TOXICIDAD
85-100%	NO TOXICO
70-85%	MODERADAMENTE TOXICO
50-70%	TOXICO
<50%	MUY TOXICO

Un enfoque práctico utilizado en el laboratorio de Microbiología Agrícola resulta en diluir el abono con un suelo o material control. Se evalúa la germinación de una planta testigo en las diferentes muestras y en el control, los resultados se comparan con la germinación del control y se refieren como porcentaje del control. Este análisis presenta la ventaja de que indica a que tasa se puede utilizar el compost en semilleros.

En el cuadro 12 se demuestran resultados típicos para tres tipos de abonos orgánicos. Cabe mencionar que se ha observado relación entre el porcentaje de germinación y la estabilidad del material, así, materiales más estables, generalmente presentan mayores tasas de germinación, mientras que los materiales inestables presentan menores tasas de germinación. Cuadro 10 Análisis representativos de muestras analizadas en el Laboratorio de Microbiología Agrícola.

Cuadro 12. Porcentaje de germinación de diferentes abonos orgánicos

TIPO DE ABONO	TASA ABONO SUELO			
	25:75	50:50	75:25	100:0
LOMBRICOMPOST	100	90	88	90
COMPOST	100	85	90	90
BOKASHI	58	10	0	0

## PATOGENOS DESCRITOS POR EPA

Uno de los propósitos de los tratamientos de desechos es reducir o inactivar los patógenos capaces de causar enfermedad humana. Cuando se evalúan las muestras ambientales por la presencia de patógenos, es recomendable incluir análisis de organismos indicadores como coliformes fecales y *Escherichia coli*. Debido a que es muy raro aislar patógenos entéricos en ausencia de contaminación fecal, se utiliza el grupo coliforme fecal como indicador de este tipo de contaminación. El grupo coliforme consiste en muchos géneros de bacterias que pertenecen a la familia Enterobacteriaceae. Este grupo se define como bacilos anaerobios facultativas, gram negativas, no formadoras de esporas que fermentan la lactosa con producción de gas y ácido a 35°C dentro de 48 horas. Cuando se realiza la técnica de tubos múltiples para su determinación. El grupo coliformes fecales recurre al uso de temperaturas elevadas para distinguir los coliformes de origen fecal (Clesceri, *et al.* 1998).

*Escherichia coli*: Esta bacteria es un miembro del grupo de coliformes fecales y es un habitante normal de la flora microbiana intestinal de animales de sangre caliente. Su presencia en las muestras indica por lo tanto la presencia de contaminación de origen fecal y la posible presencia de patógenos (Clesceri, *et al.* 1998).

*Salmonella* cerca de 2000 serotipos causan enfermedad en humanos, se adquiere por ingerir alimentos, agua y leche contaminada con excretas humanas o animales. Los miembros del género *Salmonella* producen infecciones en humanos y en algunos animales, son Gram negativos, facultativos anaerobios. Actualmente se designa *Salmonella enterica* dividida en siete subgrupos designados como subespecies. El subgrupo I incluye especies que causan enfermedades en humanos.. (Clesceri, *et al.* 1998; Mahon y Nanuselis, 2002).

En el Laboratorio de Microbiología Agrícola se han aislado microorganismos indicadores de contaminación fecal a saber Coliformes fecales, *Escherichia coli* y patógenos como *Salmonella* procedentes de muestras de abonos orgánicos. Si bien la mayoría de muestras analizadas en el laboratorio se encuentran libres de patógenos, ellas corresponden a una ínfima fracción de los abonos producidos en el país. Actualmente la Comisión de Inocuidad de Abonos Orgánicos realiza un esfuerzo por diagnosticar y controlar la inocuidad de dichos materiales.

## PATOGENOS DE PLANTAS

Si bien los procesos de compostaje eliminan los patógenos, hemos realizado aislamientos de hongos y bacterias patógenas entre ellos *Xanthomonas*, *Pythium*, *Sclerotium*, lo que sugiere la calidad variable de los materiales utilizados como abonos orgánicos.

## LITERATURA CITADA

- Atlas, R.M.; Bartha, R. 2002 Ecología microbiana y microbiología ambiental. 2º edición en español. PEARSON EDUCACION, S.A. Madrid. 677p.
- Clesceri, L.S. Greenberg, A.E. and Eaton, A.D 1998 Standard methods for the examination of water and wastewater 20th edition .
- Coyne, 2000. Microbiología de Suelos: un enfoque exploratorio. Editorial Paraninfo. Madrid España 416 p
- Eastman, B.R.; Kane, P.N.; Edwards, C.A.; Trytek, L.; Gunadi, B.; Stermer, A.L.; Mobley, J.R. 2001 The effectiveness of vermicompost in human pathogen reduction for USEPA biosolids stabilization Compost Science and Utilization 9(1):38-40.
- Mahon, C.R. y Manuselis, G. 2000. Textbook in Diagnostic Microbiology. 2 edition WB Saunders Company Philadelphia, Pennsylvania. 1230 p.
- Palmisano, Anna C. and Barlaz, Morton A. (Eds.) (1996). Microbiology of Solid Waste. P. 169. CRC Press, Inc., 2000 Corporate Blvd., N.W., Boca Raton, FL 33431 USA.
- Paul, E.A. and Clark, F.E. 1996. Soil Microbiology and Biochemistry. 2º Ed. Academic Press. 340 p.
- Rynk, R. 1992 On-Farm composting handbook. Northeast Regional Agricultural Engineering service. Cooperative extension. New York, USA. 186 P
- Soto, G. 2001 Abonos orgánicos: Producción y uso de compost. En Memorias Taller Fertilidad de suelos y manejo de la nutrición de los cultivos en C.R. CIA. UCR 142P
- Strauch, D., 1987. Microbiological specifications of disinfected compost. In: de bertoldi, M., M.P. Ferranti, P.L. Hermite and F. Zucchini, F. (eds). Compost? Production, Quality and Use. Elsevier Science, London pp. 210-299.
- The U.S. Composting Council. 1997 Test methods for the examination of Composting and Compost 1º edition.
- Tiquia, S.M.; Wan, J.H.C.; N.F.Y., Tam 2002. Microbial population dynamics and enzyme activities during composting Compost Science and Utilization 10(2):150-161.

# EL MERCADO DE BIOFERTILIZANTES EN COSTA RICA

---

Manuel Carballo V.  
Proyecto No Sintéticos CATIE/GTZ

## **Introducción**

No está claramente definido que es un biofertilizante pero se podría intentar definirlo como un fertilizante donde sus componentes ya sea elementos como nitrógeno, fósforo, potasio, magnesio, calcio y los elementos menores provienen de fuentes naturales. En este caso, consideramos que los fertilizantes conteniendo ácidos húmicos y fúlvicos también podrán ser considerados. El presente documento presenta información sobre los productos fertilizantes líquidos registrados ante el MAG dividido en las diferentes categorías de acuerdo a su fuente. También incluye abonos orgánicos para el suelo derivados de el compostaje de diferentes materias primas y procedimientos. En este documento se han incluido todos los quelatos incluyendo aquellos que tienen agentes quelatantes que no son de origen natural debido a falta de información que esperamos obtener directamente de las empresas que los producen (Cuadro 1).

## **Biofertilizantes para uso en agricultura orgánica:**

La empresa Ecológica dedicada a la certificación de agricultura orgánica en Costa Rica, tiene una lista de 21 productos biofertilizantes certificados para uso en esta actividad. Estos también están registrados en el MAG. Son productos producidos o distribuidos por seis diferentes empresas del país. La mayoría de ellos son fertilizantes foliares basados en elementos menores y unos pocos en elementos como Nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio (Cuadro 2).

## **Fertilizantes conteniendo ácidos húmicos:**

Hay un total de 65 productos fertilizantes foliares registrados en el MAG como productos conteniendo ácidos húmicos. Las empresas registrantes son un total de 22 compañías. Estos productos contienen ácidos húmicos o humos pero no se indica el origen. Otros de los componentes indicados para estos productos incluyen elementos como N, P, K, Ca, Mg

y elementos menores y también algunos indican contenidos de aminoácidos y polisacáridos (Cuadro 3).

Adicional a estos productos, hay 13 productos que contienen ácidos húmicos y ácidos fúlvicos que han sido registrados ante el MAG por 8 empresas (Cuadro 4), así como también 9 productos basados en ácidos húmicos y extractos de algas registrados por 2 empresas ((Cuadro 5). En ambos casos los contenidos de elementos son similares a los mencionados para los productos que contienen solo ácido húmico.

#### **Fertilizantes conteniendo ácidos fúlvicos:**

Hay 9 productos de este tipo registrados por 6 empresas y contienen además, elementos como fósforo y potasio así como diferentes elementos menores (Cuadro 6).

Cuadro 1. Número de productos registrados y empresas que los distribuyen o producen por tipo de producto.

<b>Tipo de producto</b>	<b>Registrados</b>	<b>Empresas</b>
Orgánicos	21	6
Ácidos húmicos	65	22
Ac. Hum + ac ful	13	8
Ac. Hum + algas	9	2
Quelatos	57	8
Metalosatos	15	1
Ácidos fúlvicos	9	6
Algas marinas	5	5
Microorganismos	11	6
Abonos orgánicos	8	7
Otros	20	6
<b>Total</b>	<b>233</b>	<b>52</b>

#### **Fertilizantes basados en algas marinas:**

Existen registrados un total de 5 productos de este tipo por 5 empresas. Estos productos contiene diferentes elementos mayores y menores pero en algunos casos solo contienen extractos de algas (Cuadro 7).

**Fertilizantes quelatados:**

Hay 57 productos basados en quelatos que están registrados por un total de 8 empresas (Cuadro 8). No se puede indicar por ahora cuales son biofertilizantes ya que muchos de ellos tienen agentes quelatantes como el EDTA que es sintético. Sin embargo, dentro de estos productos algunas empresas están utilizando quelatantes orgánicos y si podrían incorporarse como biofertilizantes. La gran mayoría son quelatos de elementos menores como manganeso, zinc, hierro, cobre, molibdeno y otros elementos como calcio y magnesio, etc.

Dentro de este grupo tenemos los metalosatos de la empresa Casagri, que son quelatos producidos con un agente quelatante orgánico y disponen de alrededor de 15 productos con quelatos de Cu, Mn, Fe, Zn, Mg, Ca y K (Cuadro 9).

**Productos conteniendo microorganismos:**

Existen un total de 11 productos registrados por seis empresas conteniendo diferentes microorganismos. Dos de los productos están basados en micorrizas. Un producto contiene varios elementos y *Trichoderma* y otro con *Streptomyces*. Siete productos contienen microorganismos efectivos (Cuadro 10).

**Fertilizantes basados en otros componentes:**

Existen 20 productos registrados por seis empresas, con una amplia variedad de componentes orgánicos como vitaminas, carbohidratos, aminoácidos, fitohormonas, extractos vegetales, materia orgánica y elementos mayores y menores (Cuadro 11).

**Abonos orgánicos y compost:**

Hay 8 productos producto del compostaje registrados ante el MAG por 7 empresas. El origen de estos es subproductos de café, caña de azúcar y lombricompost. Estos productos son utilizados para aplicación al suelo principalmente (Cuadro 12).

**Disponibilidad de biofertilizantes en el mercado.**



Un sondeo realizado en un 5 por ciento de agroservicios en Costa Rica, encontramos que en el 50% de los agroservicios se venden entre 1 y 5 biofertilizantes, en 15.8% se venden de 6 a 9 y en 7.9 % de los agroservicios se venden más de 10 biofertilizantes. Un 26 % no venden biofertilizantes. Sin embargo, en este sondeo no consideramos los metalosatos los cuales si eran productos muy comunes en los agroservicios por lo que los porcentajes de disponibilidad en los agroservicios podrían aumentar. Los productos que predominan son los quelatos y metalosatos, y los productos conteniendo ácidos húmicos.

### **Perspectivas**

Hay que definir claramente que es un biofertilizante y esta es una de las tareas que podría realizarse durante este curso y con base a ello continuar haciendo el monitoreo. Primeramente definir cuales de los productos registrados son realmente biofertilizantes y en segundo lugar determinar cuales están disponibles en el mercado, esto es, cuales están en los agroservicios y cuales están siendo comercializados directamente por las empresas productoras o distribuidoras hacia los usuarios. Es importante también considerar que varias empresas han indicado que están certificando los productos para poder utilizarlos en la agricultura orgánica, aspecto que también se debe dar seguimiento en el futuro.

**Cuadro 2. Fertilizantes autorizados por la certificadora Ecológica para uso Agricultura orgánica**

Nº Reg.	Nombre de la compañía registrante.	Nombre comercial.	Lista de genéricos que componen el fertilizante
3674	AGRICOLA CORAL S.A.	Cargador Zinc Boro-L	Zinc, Boro
3675	AGRICOLA CORAL S.A.	Buf-A Acido Lignosulfonico	
3676	AGRICOLA CORAL S.A.	Cargador Inmunofol Fe-Mn-Zn	Hierro, Zinc, Manganeso
3686	AGRICOLA CORAL S.A.	Micromate Elementos Menores	Magnesio, Boro, Manganeso, Molibdeno, Cobalto, Azufre, Calcio, Hierro, Zinc, Cobre
3771	AGRICOLA CORAL S.A.	Evalanceador Boro-Molibdeno	Molibdeno, Boro
3991	BOKASHI S.A.	Bokashi	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Magnesio, Calcio, Azufre, Hierro, Manganeso, Zinc, Cobre
4202	CORPORACION DESARROLLO ORGANICO BRANTLEY S.A	Lombritica	Nitrógeno, Potasio, Calcio, Fósforo, Magnesio, Hierro
2293	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Azufre Zinc L	Zinc, Azufre
2294	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Cosecha Mas 9-6-6+EmMeno	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Elementos Menores
2295	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Nitromax 12.9% L	Calcio, Niquel, Molibdeno, Cobalto
2634	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Magnesio Liquido	Magnesio, Azufre
2639	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Hierro	Azufre, Hierro
2795	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Multiple	Elementos Menores
2797	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Moly	Molibdeno
2962	QUIMICAS STOLLER DE	Micromins	Manganeso, Azufre

	CENTROAM (Agrícola Coral sa)	Manganeso	
4500	RONDLE EUGENE GORDON (PMMR corp tel 2310863 ecofeed@hotmail.com)	Orykta	Fósforo, Magnesio, Calcio, Cobre, Potasio, Azufre, Hierro, Silicio
3951	SERGIO MIGUEL SOLANO GARCIA	Nutrimar	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Magnesio, Boro, Calcio
3968	SERVICIOS TECNICOS ENTERPRICE S.A	Nutrilist Multimineral	Magnesio, Boro, Azufre, Zinc, Manganeso, Hierro, Cobre, Molibdeno, Acido Citrico
3971	SERVICIOS TECNICOS ENTERPRICE S.A	Nutrilist zinc	Azufre, Zinc
3996	SERVICIOS TECNICOS ENTERPRICE S.A	Nutrilist Humic	Acidos Humicos, Acidos Fulvicos
4365	SERVICIOS TECNICOS ENTERPRICE S.A	Nutrilist Boro Organico	Boro

**Cuadro 3. Fertilizantes con base en ácidos húmicos.**

Productos	Nº Reg.	Nombre de la compañía registrante.	Nombre comercial.	Lista de genéricos que componen el fertilizante
1	3674	AGRICOLA CORAL S.A.	Cargador Zinc Boro-L	Zinc, Boro
2	3675	AGRICOLA CORAL S.A.	Buf-A Acido Lignosulfonico	
3	3676	AGRICOLA CORAL S.A.	Cargador Inmunofol Fe-Mn-Zn	Hierro, Zinc, Manganeso
4	3686	AGRICOLA CORAL S.A.	Micromate Elementos Menores	Magnesio, Boro, Manganeso, Molibdeno, Cobalto, Azufre, Calcio, Hierro, Zinc, Cobre
5	3771	AGRICOLA CORAL S.A.	Evalanceador Boro-Molibdeno	Molibdeno, Boro
6	3991	BOKASHI S.A.	Bokashi	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Magnesio, Calcio, Azufre, Hierro, Manganeso, Zinc, Cobre
7	4202	CORPORACION DESARROLLO ORGANICO BRANTLEY S.A	Lombritica	Nitrógeno, Potasio, Calcio, Fósforo, Magnesio, Hierro
8	2293	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Azufre Zinc L	Zinc, Azufre
9	2294	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Cosecha Mas 9-6-6+EmMeno	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Elementos Menores
10	2295	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Nitromax 12.9% L	Calcio, Niquel, Molibdeno, Cobalto
11	2634	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Magnesio Liquido	Magnesio, Azufre
12	2639	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Hierro	Azufre, Hierro
13	2795	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Multiple	Elementos Menores
14	2797	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM	Micromins Moly	Molibdeno

		(Agricola Coral sa)		
15	2962	QUIMICAS STOLLER DE CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Manganeso	Manganeso, Azufre
16	4500	RONDLE EUGENE GORDON (PMMR corp tel 2310863 ecofeed@hotmail.com	Orykta	Fósforo, Magnesio, Calcio, Cobre, Potasio, Azufre, Hierro, Silicio
17	3951	SERGIO MIGUEL SOLANO GARCIA	Nutrimar	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Magnesio, Boro, Calcio
18	3968	SERVICIOS TÉCNICOS ENTERPRICE S.A	Nutrilist Multimineral	Magnesio, Boro, Azufre, Zinc, Manganeso, Hierro, Cobre, Molibdeno, Ácido Cítrico
19	3971	SERVICIOS TÉCNICOS ENTERPRICE S.A	Nutrilist zinc	Azufre, Zinc
20	3996	SERVICIOS TÉCNICOS ENTERPRICE S.A	Nutrilist Humic	Ácidos Húmicos, Ácidos Fúlvicos
21	4365	SERVICIOS TÉCNICOS ENTERPRICE S.A	Nutrilist Boro Orgánico	Boro

**Cuadro 4. Fertilizantes con base en ácidos húmicos y fúlvicos.**

Productos	Nº Reg.	Nombre de la compañía registrante.	Nombre comercial.	Lista de genéricos que componen el fertilizante
1	3642	AGRICOLA PISCIS S.A.	Humita 15	Acidos Humicos, Nitrógeno, Acidos Fulvicos
2	3643	AGRICOLA PISCIS S.A.	Humita 60	Acidos Fulvicos, Acidos Humicos, Nitrógeno
3	4046	CORPORACION DESARROLLO ORGANICO BRANTLEY S.A	Humate Gr	Acidos Humicos, Acidos Fulvicos
4	4047	CORPORACION DESARROLLO ORGANICO BRANTLEY S.A	Humate SL	Acidos Humicos, Acidos Fulvicos
5	4048	CORPORACION DESARROLLO ORGANICO BRANTLEY S.A	Biosystem SP	Acidos Humicos, Acidos Fulvicos
6	2907	EUROSEMILLAS S.A.	Agrostim	Acidos Humicos, Acidos Fulvicos, Acido Folico, L . Cisteina
7	2911	EUROSEMILLAS S.A.	Fulpik Plus	Acidos Humicos, Elementos Menores, Acidos Fulvicos
8	4247	EUROSEMILLAS S.A.	Agrosuelo	Nitrógeno, Acidos Humicos, Acidos Fulvicos, Extractos de Fermentación
9	4116	PRODUCTOS DEL TROPICO HUMEDO S.A	Eco-Hum K - Plus	Acidos Humatos, Potasio, Magnesio, Azufre, Acidos Fulvicos, Fósforo, Boro, Acido Himatomelanico
10	4450	RAUCO S.A.	Coda Humus 20	Acidos Fulvicos, Extracto húmico, Acidos Humicos
11	4419	REPRESENTACIONES Y SUMINISTROS AGROPECUARIOS	Jocker H - J & H	Nitrógeno, Potasio, Calcio, Acidos Humicos, Fósforo, Magnesio, Azufre, Acidos Fulvicos
12	4441	SERVICIO AGRICOLA CARTAGINES S.A (SERACSA)	Naturvital WSP	Acidos Fulvicos, Acidos Humicos
13	4364	SERVICIOS TECNICOS ENTERPRICE S.A	Nutrilist 9-9-9	Fósforo, Azufre, Cobre, Acidos Humicos, Nitrógeno, Potasio, Magnesio, Manganeso, Acidos Fulvicos

**Cuadro 5. Fertilizantes con base en ácidos húmicos y algas.**

Productos	Nº Reg.	Nombre de la compañía registrante.	Nombre comercial.	Lista de genéricos que componen el fertilizante
1	3975	RECURSOS ECOLOGICOS OIKOS S.A	Bi-O-Pur-Fe	Azufre, Hierro, Acidos Humicos, Extracto de algas
2	3976	RECURSOS ECOLOGICOS OIKOS S.A	Bi-O-Pur-Zn	Azufre, Zinc, Acidos Humicos, Extracto de algas
3	3977	RECURSOS ECOLOGICOS OIKOS S.A	Bi-O-Pur-Mg	Magnesio, Acidos Humicos, Extracto de algas
4	3978	RECURSOS ECOLOGICOS OIKOS S.A	Bi-O-Pur-P	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Hierro, Zinc, Acidos Humicos, Extracto de algas
5	3979	RECURSOS ECOLOGICOS OIKOS S.A	Bi-O-Pur-Micronutrientes	Magnesio, Azufre, Manganeso, Zinc, Hierro, Boro, Molibdeno, Acidos Humicos, Extracto de algas
6	3981	RECURSOS ECOLOGICOS OIKOS S.A	Bi-O-Mar -15	Acidos Humicos, Extracto de algas
7	3982	RECURSOS ECOLOGICOS OIKOS S.A	Bi-O-Pur Triple	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Magnesio, Manganeso, Hierro, Cobre, Zinc, Molibdeno, Acidos Humicos, Extracto de algas
8	3983	RECURSOS ECOLOGICOS OIKOS S.A	Bi-O-Pur k	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Magnesio, Hierro, Manganeso, Cobre, Zinc, Molibdeno, Acidos Humicos, Extracto de algas
9	4294	AGRO SERVICIOS VERDES DEL VALLE	Maxibion Aminoal 94% SP	Acidos Humicos, Extracto de algas

**Cuadro 6. Fertilizantes a base de ácidos fúlvicos.**

Productos	Nº Reg.	Nombre de la compañía registrante.	Nombre comercial.	Lista de genéricos que componen el fertilizante
1	3372	AGRICOLA AGRIAL S.A.	Sinergipron Complex	Ácidos Húmicos, Ácidos Fúlvicos
2	4031	ARIMITSU DE COSTA RICA S.R.L	Nutriful	Zinc, Boro, Magnesio, Azufre, Ácidos Fúlvicos
3	4033	ARIMITSU DE COSTA RICA S.R.L	Germiboost	Extractos Vegetales, Ácidos Fúlvicos
4	4071	ARIMITSU DE COSTA RICA S.R.L	Activador FQ	Ácidos Fúlvicos, Fósforo
5	4072	ARIMITSU DE COSTA RICA S.R.L	Fulvigran 7.5%	Ácidos Fúlvicos
6	3870	ATLANTICA AGRICOLA DE C.R.	Biocat -15	Ácidos Húmicos, Ácidos Fúlvicos
7	2909	EUROSEMILLAS S.A.	Cyto K	Fósforo, Ácidos Fúlvicos, Potasio
8	4199	FARMAGRO S.A.	Nutrilato Boro Zinc	Boro, Zinc, Molibdeno, Ácidos Fúlvicos
9	4085	NUTRIFERT S.A	Fulmax	Ácidos Fúlvicos

**Cuadro 7. Fertilizantes con base en algas marinas**

Productos	Nº Reg.	Nombre de la compañía registrante.	Nombre comercial.	Lista de genéricos que componen el fertilizante
1	2930	AGROFUTURO S.A.	Alga Mar DP	Harina de Algas
2	2653	AGROQUIMICOS DAF DE COSTA RICA	Daf Extracto Concentrado De Algas	Fósforo, Elementos Menores, Nitrógeno, Potasio
3	2782	AGROZAMORANOS S. A.	Raizone 94%	Algas Marinas
4	4438	ATLANTICA AGRICOLA DE C.R.	Fitomare - Bio	Nitrógeno, Potasio, Crema de algas, Fósforo, Extracto de algas
5	2813	CORPORACION TORDOS S.A	Zerlate (Megafol)	Aminoácidos, Extracto de algas



**Cuadro 8. Fertilizantes con base en quelatos.**

Producto	Nº Reg.	Nombre de la compañía registrante.	Nombre comercial.	Lista de genéricos que componen el fertilizante
1	3048	COSMOAGRO S.A.	Cosmo-Quel Boro	Boro
2	3063	COSMOAGRO S.A.	Cosmo-Quel Edta-Mn	Magnesio
3	3064	COSMOAGRO S.A.	Cosmo Quel Edta-Zn	Zinc
4	3065	COSMOAGRO S.A.	Cosmo Quel Edta-Fe	Hierro
5	3066	COSMOAGRO S.A.	Coamo Quel Edta Mg	Magnesio
6	3067	COSMOAGRO S.A.	Cosmo Quel Edta-Ca	Calcio
7	3068	COSMOAGRO S.A.	Cosmo Quel Edta-Cu	Cobre
8	3837	DESARR. E INVEST. AGRICOLA DE SAN JOSE	Quelafol Sulfato De Magnesio	Magnesio, Azufre
9	3838	DESARR. E INVEST. AGRICOLA DE SAN JOSE	Quelafol Acido Citrico FMP	Acido Citrico
10	3839	DESARR. E INVEST. AGRICOLA DE SAN JOSE	Quelafol Acido Borico	Boro
11	3848	DESARR. E INVEST. AGRICOLA DE SAN JOSE	Quelafol Nitrato de Potasio	Nitrato de Potasio
12	2877	DISTRIB. COMERCIAL AGROTICO S.A	Sarefix Quelato De Hierro	Hierro
13	2920	DISTRIB. COMERCIAL AGROTICO S.A	Sarefix Quelato de Hierro 11%	Hierro
14	3554	DISTRIB. COMERCIAL AGROTICO S.A	Nutrifol Quelato De Calcio	Calcio
15	4362	Flores del Iztarú S.A.	Quelato De Hierro 6%	Hierro
16	2655	INDAGRO S.A.	Indagro Quelatado de Mang. 5% Azufre	Magnesio, Azufre
17	3472	INDAGRO S.A.	Fertigro Quelato Multiminerales	Magnesio, Azufre, Zinc, Manganeso, Hierro, Cobre, Boro, Molibdeno
18	3476	INDAGRO S.A.	Fertigro Quelato De Zinc	Zinc
19	4019	INDAGRO S.A.	Ecogreen Quelato de Calcio	Calcio, Boro
20	4023	INDAGRO S.A.	Ecogreen Quelato de Zinc	Zinc
21	3668	INDUSTRIAS BIOQUIM CENTROAMERICANA	Biokim Quelato De Calcio	Oxido de Calcio, Nitrógeno

22	3669	INDUSTRIAS BIOQUIM CENTROAMERICANA	Biokim Quelato De Zinc	Zinc, Azufre
23	3671	INDUSTRIAS BIOQUIM CENTROAMERICANA	Biokim Quelato De Magnesio	Oxido de Magnesio, Nitrógeno
24	2851	LA CASA DE LA LOMBRIZ FELIZ, L	La Lombriz Feliz Quelato De Calcio	Calcio
25	2852	LA CASA DE LA LOMBRIZ FELIZ, L	La Lombriz Feliz Quelato Multimin.	Elementos Menores
26	2916	LA CASA DE LA LOMBRIZ FELIZ, L	La Lombriz Feliz Boro 13%	Boro
27	2917	LA CASA DE LA LOMBRIZ FELIZ, L	La Lombriz Feliz Quel. De Magn. 6.5%	Magnesio
28	2918	LA CASA DE LA LOMBRIZ FELIZ, L	La Lombriz Feliz Quel.Zinc 7.5% ORG	Zinc
29	2932	LA CASA DE LA LOMBRIZ FELIZ, L	La Lombriz Feliz Potasio 27%	Potasio
30	3288	LA CASA DE LA LOMBRIZ FELIZ, L	La Lomb. Feliz Potasio 15.8%+E.M. + DI	Nitrógeno, Elementos Menores, Disacarido
31	3430	LA CASA DE LA LOMBRIZ FELIZ, L	La Lombriz F. Quel. De Boro 3%+Calcio6	Calcio, Boro
32	2742	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Acido Sulfamidico 99.5 Tec	Acido Sulfamidico
33	2745	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri EDTA 99.5 Tec	Etilen Diaminotetraacetato de Sodio (EDTA)
34	2749	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Zinc	Zinc, Azufre
35	2750	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Mango	Elementos Menores
36	2751	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Combi-Boro	Potasio, Zinc, Nitrógeno, Boro, Azufre
37	2752	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Citricos	Elementos Menores
38	2753	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Polisacaridos	Potasio, Boro, Manganeso, Cobre, Polisacaridos, Nitrógeno, Magnesio, Azufre, Hierro, Molibdeno
39	2754	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Piña	Elementos Menores
40	2755	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Multiple	Nitrógeno, Azufre, Fósforo, Potasio, Magnesio, Boro,

				Zinc
41	2756	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Pastos	Elementos Menores
42	2757	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Manganeso	Azufre, Manganeso
43	2758	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Combi	Potasio, Azufre, Nitrógeno, Zinc
44	2773	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri zinc L	Zinc, Azufre
45	2781	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri EDTA 39% Tecnico	EDTA
46	3402	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Boro Zinc Polvo	Boro, Zinc, Azufre
47	3403	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Boro 21%	Boro
48	3405	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Sulfato De Zinc Monohidratado	Zinc, Azufre
49	3406	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Zinc Boro-Cu	Boro, Zinc, Azufre, Cobre
50	3407	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Acido Citrico 99.5% TC	Acido Citrico
51	3428	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Acido Borico	Acido Borico
52	3520	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Cobre	Azufre, Cobre
53	3521	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Magnesio	Magnesio, Azufre
54	3590	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Completo	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Magnesio, Boro, Azufre, Zinc, Cobre, Molibdeno, Polisacáridos, Clorhidrato de Tiamina
55	3591	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri 20-20-20	Nitrógeno, Fósforo, Potasio
56	3653	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Polisacáridos + P	Nitrógeno, Potasio, Elementos Menores, Fósforo, Polisacáridos
57	3701	QUELATOS AGRICOLAS S.A.	Quelagri Acido Fosforico	Acido Fosfórico

**Cuadro 9. Fertilizantes con base en metalosatos (quelatos)**

Productos	Nº Reg.	Nombre de la compañía registrante.	Nombre comercial.	Lista de genéricos que componen el fertilizante
1	1749	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate Crop Up	Nitrógeno, Elementos Menores
2	1750	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate Cobre	Cobre
3	1751	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate Manganeso	Manganeso
4	1752	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate Hierro	Hierro
5	1753	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate zinc	Zinc
6	1754	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate Magnesio	Magnesio
7	1755	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate Calcio	Calcio
8	2246	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate De Boro 5%	Boro
9	2669	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate Potasico 12% L	Potasio
10	3160	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosato Cafe	Nitrógeno, Magnesio, Hierro, Aminoacidos, Azufre, Boro, Molibdeno
11	3316	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate Potasio 30% L	Potasio, Aminoacidos
12	3595	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate Piña	Calcio, Magnesio, Zinc, Hierro, Molibdeno, Aminoacidos
13	3730	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate Calcio-Boro-Zinc-Molib L	Boro, Molibdeno, Calcio, Zinc
14	4133	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate Zinc Plus	Magnesio, Zinc, Manganeso, Hierro, Cobre, Boro
15	4372	LA CASA DEL AGRICULTOR S.A. (CASAGRI)	Metalosate Tropical	Nitrógeno, Azufre, Boro, Hierro, Magnesio, Zinc, Molibdeno

**Cuadro 10. Fertilizantes con base en microorganismos.**

Productos	Nº Reg.	Nombre de la compañía registrante.	Nombre comercial.	Lista de genéricos que componen el fertilizante
1	2854	AGRICOLA PISCIS S.A.	Actinovate	Elementos Menores, Streptomyces
2	4058	NUTRIFERT S.A	Promot	Magnesio, Manganeso, Zinc Trichoderma
3	4481	BIOPROCESOS S. A.	Bioprocesos 7-9-11 + E.M.	Nitrógeno, Potasio, Boro, Calcio, Carbohidratos, Fósforo, Zinc, Azufre, Aminoácidos
4	3648	ESCUELA DE AGRIC. DE LA REG. TROP. HUMEDA	E.M. 1	Bacterias Fototróficas, Bacterias Lácticas, Levaduras
5	3993	BUCKMAN LABORATORIES INC	Burize	Micorrizas
6	4040	NUTRIFERT S.A	Mycormax	Micorrizas
7	4381	COSTA TRI S.A.	Amino Grow 10-12-3+EM	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Boro, Zinc, Hierro, Cobre, Manganeso, Molibdeno, Citoquininas, Aminoácidos, Vitaminas
8	4384	COSTA TRI S.A.	Amino Grow 511+EM	Magnesio, Boro, Zinc, Cobre, Hierro, Manganeso, Molibdeno, Citoquininas, Auxinas, Giberelinas, Aminoácidos
9	4386	COSTA TRI S.A.	Amino Grow 10-22-3+EM	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Magnesio, Boro, Manganeso, Cobre, Hierro, Citoquininas, Auxinas, Giberelinas, Aminoácidos, Vitaminas
10	4387	COSTA TRI S.A.	Amino Grow 8-19-10+EM	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Boro, Zinc, Hierro, Manganeso, Cobre, Molibdeno, Citoquininas, Auxinas, Giberelinas, Aminoácidos, Vitaminas
11	4383	COSTA TRI S.A.	Amino Grow 5-4-14+EM	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Boro, Zinc, Cobre, Hierro, Manganeso, Molibdeno, Citoquininas, Auxinas, Giberelinas, Aminoácidos, Vitaminas

**Cuadro 11. Fertilizante con base en otras fuentes.**

Productos	Nº Reg.	Nombre de la compañía registrante.	Nombre comercial.	Lista de genéricos que componen el fertilizante
1	3598	ABONOS DEL PACIFICO S.A. (ABOPAC)	Bionutriente Zinc+	Nitrógeno, Zinc
2	3599	ABONOS DEL PACIFICO S.A. (ABOPAC)	Bionutriente Boro+	Boro, Materia Organica
3	3600	ABONOS DEL PACIFICO S.A. (ABOPAC)	Bionutriente Cafe+	Magnesio, Azufre, Hierro, Boro, Molibdeno, Calcio, Zinc
4	3601	ABONOS DEL PACIFICO S.A. (ABOPAC)	Bionutriente Potasio+	Compuestos Organicos Naturales, Potasio
5	3602	ABONOS DEL PACIFICO S.A. (ABOPAC)	Bionutriente N-P-K+	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Materia Organica
6	4482	BIOPROCESOS S. A.	Bioprocesos 8-32-45	Fósforo, Aminoacidos, Nitrógeno, Potasio, Carbohidratos
7	4483	BIOPROCESOS S. A.	Bioprocesos 9-23-0-2 B - 3 Zn	Nitrógeno, Boro, Fósforo, Zinc, Aminoacidos, Polisacaridos
8	4484	BIOPROCESOS S. A.	Bioprocesos Bioplant	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Boro, Azufre, Hierro, Zinc, Manganeso, Molibdeno, Cobre, Aminoacidos, Acidos Orgánicos, Carbohidratos
9	4485	BIOPROCESOS S. A.	Bio Humus	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Magnesio, Boro, Hierro, Calcio, Cobre, Azufre, Zinc, Cobalto, Manganeso, Materia Organica, Aminoacidos, Carbohidratos
10	4486	BIOPROCESOS S. A.	Bioprocesos Zinc 15 %	Zinc, Aminoacidos, Carbohidratos
11	4487	BIOPROCESOS S. A.	Bioprocesos Zinc - Boro	Zinc, Boro, Aminoacidos, Carbohidratos
12	4488	BIOPROCESOS S. A.	Bioprocesos 20-20-20	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Azufre, Calcio, Hierro, Cobre, Zinc, Manganeso, Boro,

				Molibdeno, Aminoacidos
13	4443	EUROSUMINISTROS S.A.	Biotex	Nitrógeno, Aminoacidos, Materia Organica
14	3613	LA CASA DE LA LOMBRIZ FELIZ, L	La Lombriz Feliz N 2.2-P 20-K 27 FF	Nitrógeno, Fósforo, Potasio
15	4084	NUTRIFERT S.A	Biorepel - B	Extractos Vegetales, Boro
16	2939	PRODUCTOS DEL TROPICO HUMEDO S.A	Eco-Hum DX	Fósforo, Magnesio, Nitrógeno, Potasio, Boro, Coloides inorganicos
17	4493	RAUCO S.A.	Codasal Plus 2000	Acidos Orgánicos, Calcio
18	3450	SISTEMAS AGRICOLAS BIO ORGANICOS	Humus MIneral	Materia Organica
19	3296	TECNICAS AGRICOLAS ALAJUELENSES S.A	Fosfacel	Fósforo, Nitrógeno, Extractos Organicos
20	3985	CORPORACION DESARROLLO ORGANICO BRANTLEY S.A	Pescagro	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Magnesio, Calcio, Hierro, Cobre, Zinc, Manganeso

**Cuadro 12. Fertilizantes con base en compost.**

Productos	Nº Reg.	Nombre de la compañía registrante.	Nombre comercial.	Lista de genéricos que componen el fertilizante
1	3654	CEQSA ESPECIALIDADES QUIMICAS	Brocompost	Fósforo, Magnesio, Elementos Menores, Nitrógeno, Potasio, Calcio, Carbono Orgánico
2	4293	COOPER. DE CAFIC. Y SERV. MULT. RAMONE. (COOPECAFIRA)	Abono Organico Cafira	Fósforo, Calcio, Hierro, Manganeso, Nitrógeno, Potasio, Magnesio, Zinc, Boro
3	2959	COOPERATIVA AGRICOLA INDUSTRIAL VICTORIA R.L	Abono Organico Victoria	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Elementos Menores, Materia Orgánica
4	4308	COOPERATIVA AGRICOLA INDUSTRIAL VICTORIA R.L	Lombricompost Victoria	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Calcio, Magnesio, Azufre, Hierro, Cobre, Zinc, Manganeso, Materia Orgánica
5	3366	HACIENDA JUAN VIÑAS S.A.	Abono Organico La Hacienda	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Magnesio, Materia Orgánica
6	3909	PROPIEDADES EL LABRADOR S.A.	Lombriabono	Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Calcio
7	4202	CORPORACION DESARROLLO ORGANICO BRANTLEY S.A	Lombritica	Nitrógeno, Potasio, Calcio, Fósforo, Magnesio, Hierro
8	2696	VERDES SUPERIORES S.A.	Fert. Organico 7-2- 11.1-41-3.10	Nitrógeno, Potasio, Fósforo, Elementos Menores