



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

Hora	Tema	Expositor/Responsable
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
10.20 – 10.40	CAFÉ	
10.40 – 12.00	Residuos orgánicos y la materia orgánica del suelo	Gloria Meléndez, CIA
12.00 – 1.00	ALMUERZO	
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
3.10 – 3.30	CAFÉ	
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

Hora	Tema	Expositor
8.00 – 8.45	Quelatos como fertilizantes	Eloy Molina, CIA
8.45 – 9.30	Liberación de nutrimentos en abonos orgánicos	Claudia Muñoz, CATIE
9.30 – 10.00	CAFÉ	
10.00 – 11.00	Calidad de abonos orgánicos	Gloria Meléndez
11.00 – 12.00	Impacto del uso de abonos orgánicos	Gabriela Soto
12.00 – 1.00	ALMUERZO	
1.00 – 1.45	Inocuidad de abonos orgánicos	Lidieth Uribe, CIA
1.45 – 2.15	Certificación y legislación de abonos orgánicos	Gabriela Soto
2.15 – 2.35	CAFÉ	
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	
5.00 – 5.15	Clausura del evento	



CONTENIDO

Agenda, Taller "Abonos Orgánicos"

Residuos orgánicos y la materia orgánica del suelo

Gloria Meléndez
Centro de Investigaciones Agronómicas
Universidad de Costa Rica

Abonos orgánicos: El proceso de compostaje

Gabriela Soto
Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)

Uso de inoculante microbiano para la elaboración de abono orgánico

Suichi Okumoto
Escuela de Agricultura de la Región Tropical Húmeda (Universidad EARTH)

El uso de biofertilizantes en la agricultura

Oscar Acuña
Centro de Investigaciones Agronómicas
Universidad de Costa Rica

Quelatos como fertilizantes

Eloy Molina
Centro de Investigaciones Agronómicas
Universidad de Costa Rica

Mineralización de nitrógeno y carbono de compost, de residuos del beneficiado del café

Claudia Muñoz
Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)

Compost: Abono o enmienda?. Cómo medir la calidad de un compost?

Gabriela Soto. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)
Gloria Meléndez. Centro de Investigaciones Agronómicas. Universidad de Costa Rica

Inocuidad de abonos orgánicos

Lidieth Uribe
Centro de Investigaciones Agronómicas
Universidad de Costa Rica

El mercado de biofertilizantes en Costa Rica

Manuel Carballo
Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)

RESIDUOS ORGÁNICOS Y MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

Gloria Meléndez
Centro de Investigaciones Agronómicas
Universidad de Costa Rica
gmelende@cariari.ucr.ac.cr

INTRODUCCION

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.

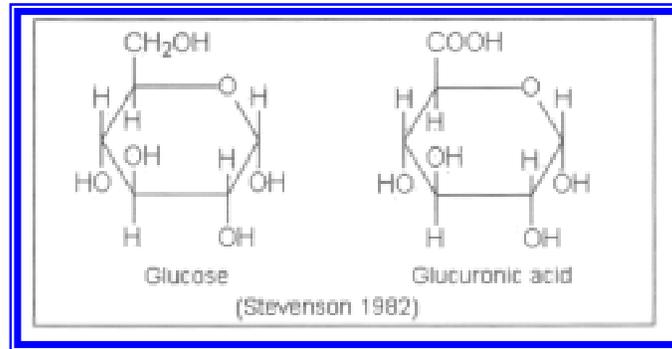
Basándose en lo anterior, se considera a la materia orgánica del suelo (MOS) como un continuo de compuestos heterogéneos con base de carbono, que están formados por la acumulación de materiales de origen animal y vegetal parcial o completamente descompuestos en continuo estado de descomposición, de sustancias 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 CO_2 y de los nutrimentos contenidos en los residuos orgánicos.

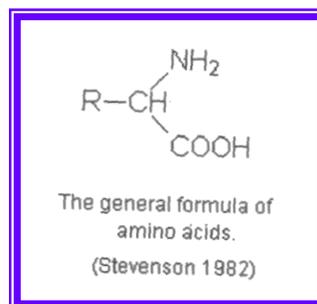
Del 75 – 90 % de los restos orgánicos están constituidos por agua. Una fracción pequeña de MOS está constituida por carbohidratos, aminoácidos, ácidos alifáticos, proteínas, grasas, etc., y en su mayor parte están formadas por las llamadas sustancias húmicas, que son una serie de compuestos de alto peso molecular. Estas sustancias húmicas han sido divididas en 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.



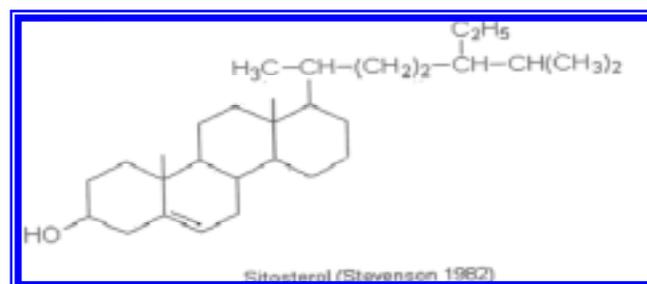
Carbohidratos: Se consideran a los monosacáridos, oligosacáridos y polisacáridos, siendo la celulosa uno de los principales carbohidratos. Son de gran importancia porque ayudan a enlazar partículas inorgánicas, participan en la formación de complejos, estimulan la germinación de las semillas y la elongación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

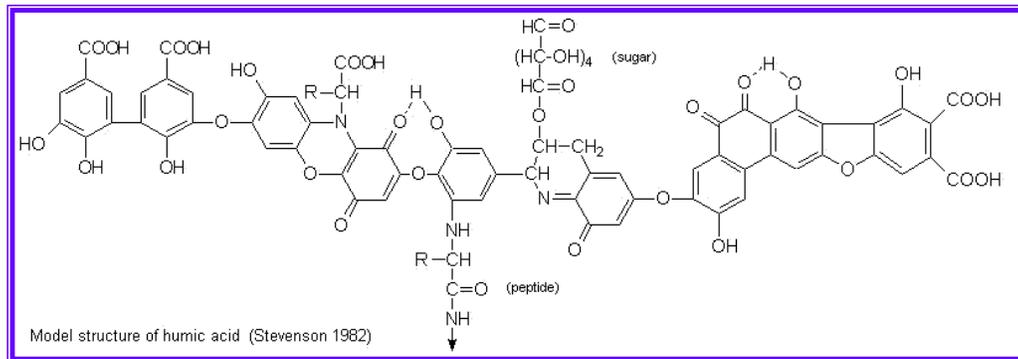
Sustancias húmicas del suelo

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.

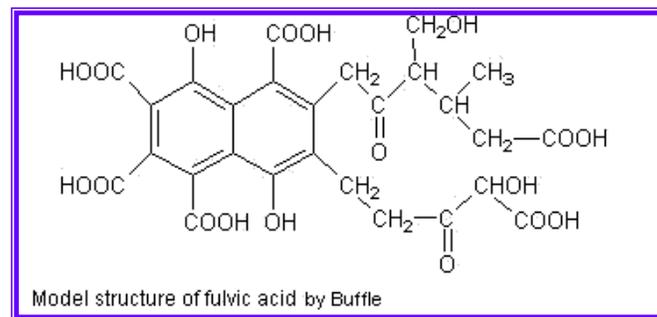
Los fulvoácidos pertenecen al grupo de los ácidos hidroxicarboxílicos y en la hidrólisis ácida forman sustancias reductoras y furfural. Tienen alta capacidad de cambio (hasta 700 meq por 100 g de sustancia). Actúan destructivamente sobre los minerales, son propensos a formar complejos R_2O_3 que poseen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

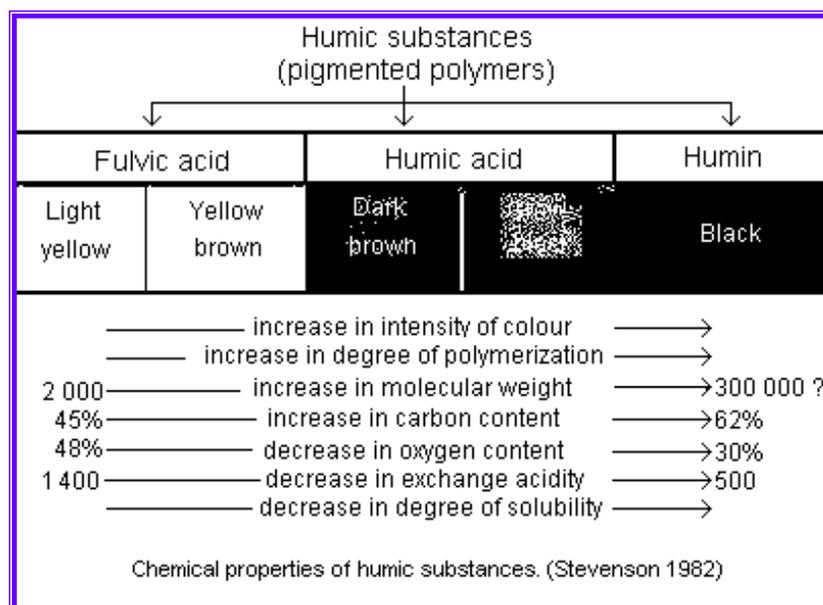
No son un grupo independiente de sustancias húmicas, sino es la fracción soluble en alcohol de los ácidos húmicos. Por tanto el tema del humus en el suelo tiene muchos puntos confusos. Los materiales existentes permiten trazar únicamente los principios generales de las estructuras de las materias, sin 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 H₂SO₄, HNO₃ 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 nutrientes, especialmente nitrógeno, fósforo, y azufre. Los nutrientes 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 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 nutrientes 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 interaccionan 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 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

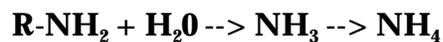
variabilidad). La liberación aumenta con depredación de los microbios por la fauna del suelo.

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.

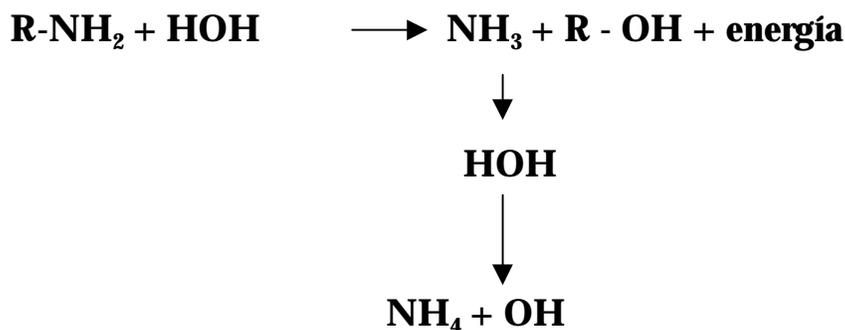
El Nitrógeno

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 NO₃ por medio de una reacción que se desarrolla en dos etapas. La primera etapa es la transformación de NH₄ a nitrito (NO₂) y posteriormente se lleva a cabo la conversión de NO₂ a NO₃:



En general la mineralización depende de la relación C/N, y donde el NH_4 producido puede sufrir inmovilización microbiana, absorción por las plantas, intercambio catiónico de suelo, lixiviación, o conversión a NO_3 . La inmovilización es usualmente lo más importante (depende de la C/N). El NH_4 en los sitios de intercambio (10-20 kg/ha) se recicla rápidamente; pero si el NH_4 es abundante se nitrifica. Por otro lado, en muchos casos el 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 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 NO_3 y 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 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 N_2O y N_2 son perdidos, resultando esto en disminuciones del contenido de nitrógeno mineral.

El Fósforo

El fosfato (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 nutrimentos, 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 nutrimentos) calidad y cantidad de residuos, organismos; el drenaje y capacidad de retención de agua afecta NO₃; 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 nutrimentos.

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,

FRACCIÓN CONCEPTUAL	FRACCIÓN MEDIDA
Activa	Biomasa microbiana.
Lenta	Macromateria orgánica (partículas > 53 μ 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 nutrimentos para las plantas especialmente N y P y es el principal mediador en el ciclo de carbono (Marumoto et al., 1986, Jenkinson y Ladd, 1981). Ayuda a disminuir pérdidas de nutrimentos por lixiviación, por medio de la retención temporal o inmovilización que hacen los microorganismos a través de su biomasa (Cattellan y Vidoor, 1990). Libera nutrimentos 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 nutrimentos 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^a).

La fracción de MMO está definida como la fracción del tamaño de arena (>53 μ 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 mantener 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 mejora 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 éste 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. Wagener 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 Agron., Inc., Madison, Wis.

Boone, R.D. 1994. Light-fraction soil organic matter: Origin and contribution to net nitrogen associated with 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.

Dormaer, 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 ¹⁴C- 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 Veen. 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. Uheara, Paia. Hawaii. Nifital 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 carbondynamics 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 Biogolically 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

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 ₂	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).

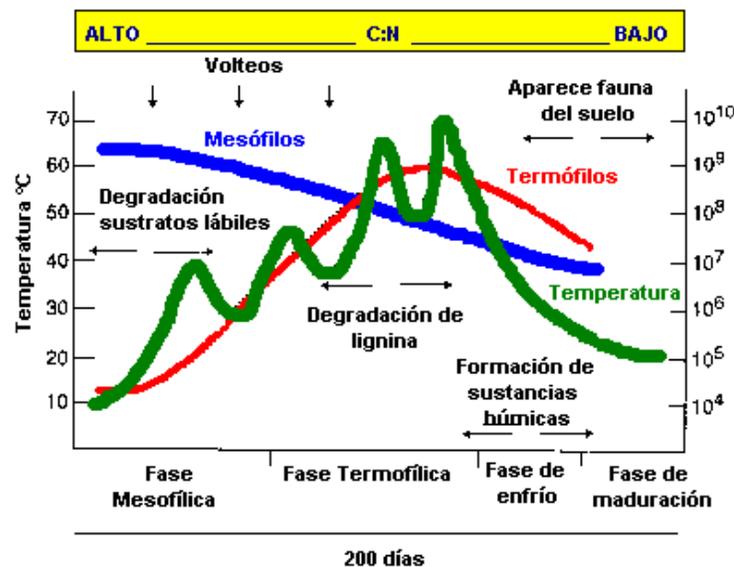


Fig. 1. El proceso de compostaje (tomado de Paul y Clark, 1996).

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 (Stetford, 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).

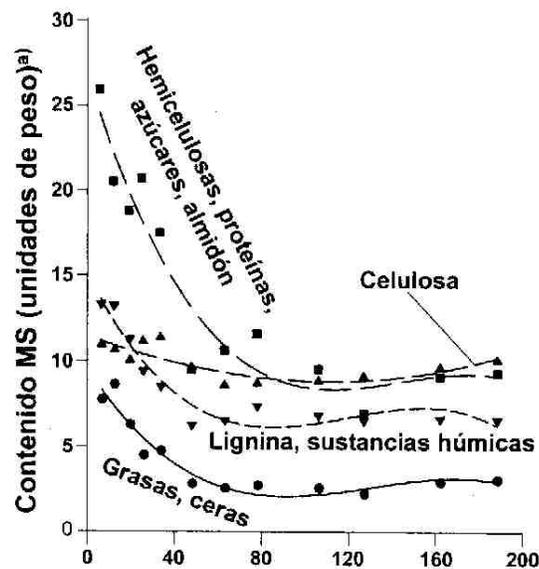


Fig. 3. Dinámica de cuatro fracciones químicas durante el proceso de compostaje. (Chefez et al, 1998).

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).

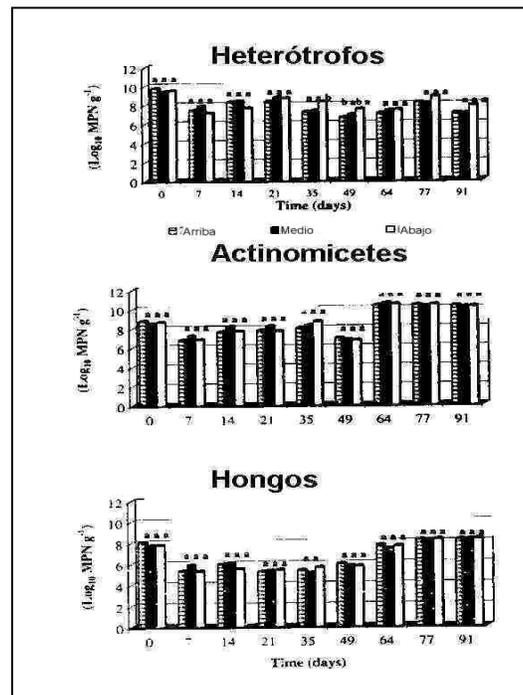


Fig. 4. Distribución de las poblaciones de diferentes microorganismos durante el proceso de compostaje (Tiquia, et al, 2002).

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.

	Fase mesofílica	Fase mesofílica	Fase de maduración	Referencia
Bacterias	<i>Bacillus brevis</i> , <i>B. circulans</i> , <i>B. subtilis</i> , <i>B. licheniformis</i>	<i>Bacillus stearothersophilus</i>		Paul y Clark, 1996
Actinomicetes		<i>Thermophyllum</i> ,		Paul y Clark, 1996.
Hongos		<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>Thermoactinomicetes</i>	Paul y Clark, 1996. Klammer 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

Condición	Rango aceptable	Condición óptima
Relación C:N	20:1 – 40:1	25:1 – 30:1
Humedad	40 – 65%	50 – 60 %
Oxígeno	+ 5%	≈ 8%
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).

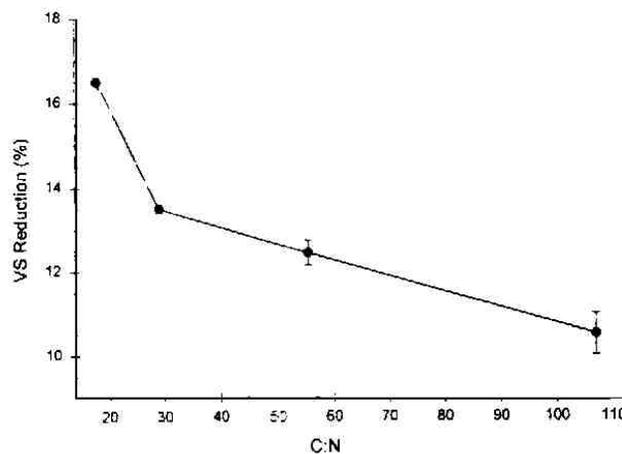


Fig. 5 . Al aumentar la relación C:N, la tasa de volatilización disminuye.

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).

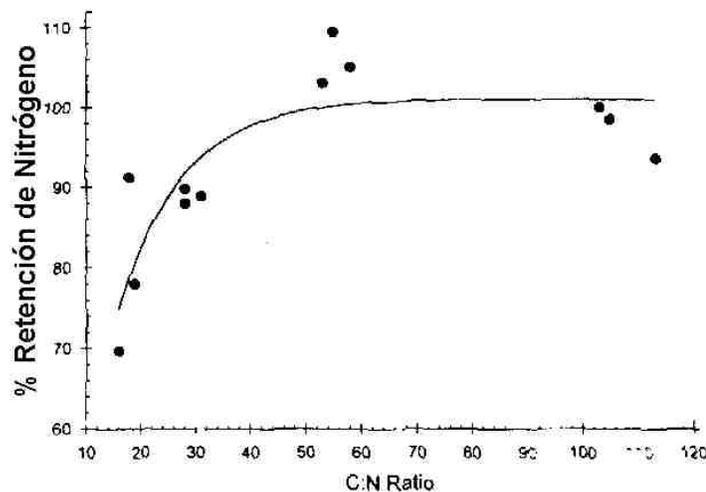


Fig. 6. Efecto de la relación C:N inicial en la retención de nitrógeno en el compost final de desechos de la agroindustria del papel (Larsen y McCartney, 2000).

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 CO₂. Se recomienda voltear cuando la concentración de CO₂ 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 anaerobios 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 nutrientes. En el Cuadro 6 se observa el efecto de compostaje de broza a cielo abierto, comparado con broza composteada bajo techo con o sin lombrices. El compostaje a cielo abierto en época lluviosa ocasiona pérdidas de nutrientes, 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 nutrientes de compost de broza preparado bajo diferentes condiciones de manejo

Broza de café	% Humedad	pH	%N	%P	%Ca	%Mg	%K
Compost en verano (broza fresca)	50.0	9.6	2.06	0.24	0.77	0.18	2.76
Vermicompost broza vieja ^a	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 importado 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 Zarcero, 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 escorrentía 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°C a 60°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

amoniaco 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

SUSTRATO	SUBPRODUCTOS	REACCIONES	MANEJO
Azúcares →	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Acetato ✓ Propionato ✓ butarato 	$\begin{aligned} C_6H_{12}O &\rightarrow CH_3COO^- \\ &\rightarrow C_2H_5COO^- \\ &\rightarrow C_3H_7COO^- \end{aligned}$	Aireación
Proteínas →	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Peptidos ✓ Amino ácidos ✓ NH₃ ✓ Protoplasma bacterial 	<p style="text-align: center;">OXIDACION</p> $NH_4 + 2 O_2 \rightarrow NO_3 + H_2O$ $NH_4 + 2 O_2 \leftarrow NO_3 + H_2O$ <p style="text-align: center;">REDUCCION</p>	C:N < 20 libera NH ₃ C:N 25-35 ideal C:N > 30 poco NH ₃
Proteínas →	<ul style="list-style-type: none"> ✓ sulfitos 	<p style="text-align: center;">OXIDACION</p> $RSH + 2 O_2 \rightarrow RSO_4^- + H^+$ $RSH + 2 O_2 \leftarrow RSO_4^- + H^+$ <p style="text-align: center;">REDUCCION</p>	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 nutrientes, 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

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

(tomado de Ferruzi, 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*

	Rango	Óptimo
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.

Ellas son capaces de digerir la mayoría de los desechos orgánicos. Por la presencia de las 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 composteado 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 10¹², en comparación con poblaciones de 10⁹ 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 Szmidt 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*. 2nd 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 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 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 más 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_3 , etc.)
- un medio nutritivo (semolina de arroz, gallinaza, melaza, 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. ¹
Bacteria			
	<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
Actinomicetes			
	<i>Streptomyces albus</i>	aeróbico	Gp
	<i>Propionibacterium freudenreichi</i>	aeróbico	Gp
Levaduras			
	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	aeróbico/anaeróbico	
	<i>Candida utilis</i>	aeróbico/anaeróbico	
Hongos			
	<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 B₁₂, 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, Rhizopus, Plasmodiophora, Pseudomonas, Rhizobium, Azospirillum, Frankia</i>
Giberelinas	-crecimiento de plantas -floración	<i>Gibberella, Azotobacter, Arthrobacter</i>
citoquininas	-división celular -alargamiento celular	<i>Azotobacter, Agrobacterium, Arthrobacter, Rhizobium, Corynebacterium, Rhizopogon</i>
Etileno	-crecimiento de raíces -efecto supresivo del suelo	<i>Pseudomonas, Mucor</i>

5. Transformación de materia orgánica

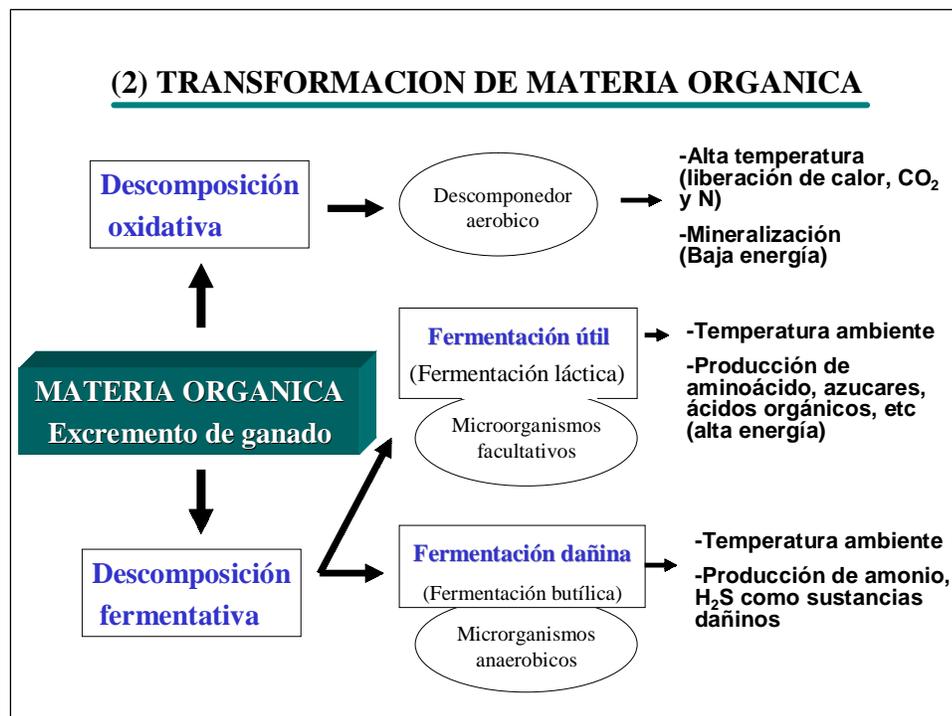
Los desechos orgánicos, si disponen a la condición natural, estarán conducidos a uno de los dos procesos entre los cuales existen el proceso de descomposición oxidativa y el de descomposición fermentativa (Figura 1).

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 CO₂ 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 lácticos, 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 sule 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
Materiales	rastrojo, granza, Bagaso, etc.	Semolina de arroz, Torta de soya, harina de pescado, hueso, etc	
Proceso	Aerobico • Mezcla	Aerobico • Mezcla	Anaerobico • sin mezcla
Temp.	60 • 80 •	40-50 •	25-30 • (ambiente •
Tiempo	90 • 180 dias	7-14 dias	10-21 dias
C/N	Aprox.15	Aprox.10	Aprox.10
Efecto	Lento	Rapido	Rapido
Humificacion	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 aspersión 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 14th IFOAM World Congress. 43p.

Sasaki S. 1991. Informe de proyecto. La extensión del metodo organico para la agricultura en Alfaro 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
oacuna@cariari.ucr.ac.cr

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 esta 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 este 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:

- *Pseudomona 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> | <i>giberelinas</i> |
| ❖ <i>Anabaena, Nostoc</i> | <i>ácido indolacético</i> |
| ❖ <i>Diplodia macrospora</i> | <i>auxinas</i> |
| ❖ <i>Phomopsis</i> | <i>auxinas</i> |

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 periodos 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 cuente 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, Bacillus, Clostridium</i>	Disponibilidad de N	Hortalizas, frutas, café, granos, ornamentales
Probiol	<i>Rhizobium</i>	Disponibilidad de N	Leguminosas
E 2001	<i>Azotobacter, Clostridium, Klebsiella</i>	Disponibilidad de N	Hortalizas, Frutas, granos, ornamentales
Fertibiol	<i>Azotobacter, Pseudomonas, Bacillus, 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, Aspergillus, 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.
eamolina@cariari.ucr.ac.cr

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 al 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

FUERTE	INTERMEDIO	DÉBIL
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

Fuente	Fórmula	Contenido del elemento (%)
Quelatos de Cu	Na ₂ 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 nutrientes 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 nutrientes 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 nutrientes.

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_2), 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. 3º 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*. 2ª ed. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin. 760 p.

Rosolem C.A. 1992. Eficiência 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*. 5ª ed. McMillan Co., Columbus, Ohio. 454 p.

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).

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 evaluó 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	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 NH₄-N/NO₃-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 CO₂ y el N mineralizado de los compost en mezcla con el suelo. Esto por medio de la diferencia entre el CO₂ y el N mineralizado por los compost en mezcla y el CO₂ 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 CO₂, 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

aproximadamente¹. 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 CO₂ 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 CO₂ 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 BaCl₂ 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 CO₂ no fue evaluado continuamente durante el período experimental, la evolución del CO₂ 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, 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

¹ Esto equivale a una dosis de 1 kg/planta con una densidad de 5000 pl/ha. El peso del suelo de esta hectárea se calculó utilizando una densidad aparente de 1.2g/cc, 5 cm de profundidad como área de mayor exposición con el compost y un área efectiva de aplicación del 39%, este porcentaje se calculó a partir del supuesto que el compost se aplica alrededor del cafeto cubriendo 0.5 m de radio de la copa ISIC, 1987.

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 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 Tzitzuia 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 Notal)	13.4 +/- 0.0 b	18.6 +/- 0.0 a	2.53 +/- 0.0 c
Amonio (mg/kg)	83 +/- 3.0 a	45 +/- 4.0 b	26 +/- 0.0 c
Nitratos (mg/kg)	4394 +/- 207 b	5322 +/- 45 a	250 +/- 4.0 c
N orgánico (% de N total)	2.9 +/- 0.0 a	2.4 +/- 0.0 b	1.0 +/- 0.0 c
Carbono orgánico (%)	30.8 +/- 0.4 a	25.5 +/- 0.8 b	13.3 +/- 0.5 c
C/N	9.3 +/- 0.3 b	8.7 +/- 0.2 c	12.2 +/- 0.5 a
NH ₄ -N/NO ₃ -N	0.02 +/- 0.0 b	0.01 +/- 0.0 b	0.10 +/- 0.0 a

Para cada característica, los valores 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 NH₄-N/NO₃-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-CO₂/kg de suelo mas compost, mientras el suelo solo liberó en promedio 0.9 g C-CO₂/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-CO₂ del suelo solo. Este C-CO₂ 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-CO₂ mineralizado fue el suelo con compost de broza, indicando mayor cantidad de carbono lábil en éste compost.

La diferencia entre el C-CO₂ liberado del suelo con el C-CO₂ 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 biosolidos 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-CO₂ 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 CO₂ 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 CO₂ 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 CO₂ 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); TN₇ tasa de mineralización de N entre los días 0 a 7; TN₂₁ tasa de mineralización de N entre los días 0 a 21; TN₄₂ tasa de mineralización de N entre los días 0 a 42; NM, nitrógeno mineralizado entre los días 0 a 42 (mg/kg de compost); TC₇ tasa de mineralización de C entre los días 0 a 7; TC₂₁, tasa de mineralización del C entre los días 0 a 21; TC₄₂, tasa de mineralización del C entre los días 0 a 42; TC₁₀₂, tasa de mineralización del C entre los días 0 a 102; CM, carbono mineralizado (en mg C-CO₂/kg de compost); C/N, relación carbono/nitrógeno; CO, porcentaje de carbono orgánico. **P < 0.01 *P < 0.05, ns =no significativa n= 24.

	NIN	TN ₇	TN ₂₁	TN ₄₂	NM	TC ₇	TC ₂₁	TC ₄₂	TC ₁₀₂	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 ₇		-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.63*	ns	ns
TN ₂₁			-	ns	-0.74**	ns	ns	ns	0.6*	ns	0.96* *	- 0.84* *
TN ₄₂				-	0.82**	ns	ns	ns	ns	0.69*	ns	ns
NM					-	ns	ns	ns	ns	0.79*	- 0.77* *	0.92* *
TC ₇						-	0.99**	0.99* *	0.99**	0.58*	ns	ns
TC ₂₁							-	0.99* *	0.99**	0.61*	ns	ns
TC ₄₂								-	0.99**	0.58*	ns	ns
TC ₁₀₂									-	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-NO₃ (Fig. 3a) y un ligero incremento en los contenidos de N-NH₄ (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-NO₃ 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.

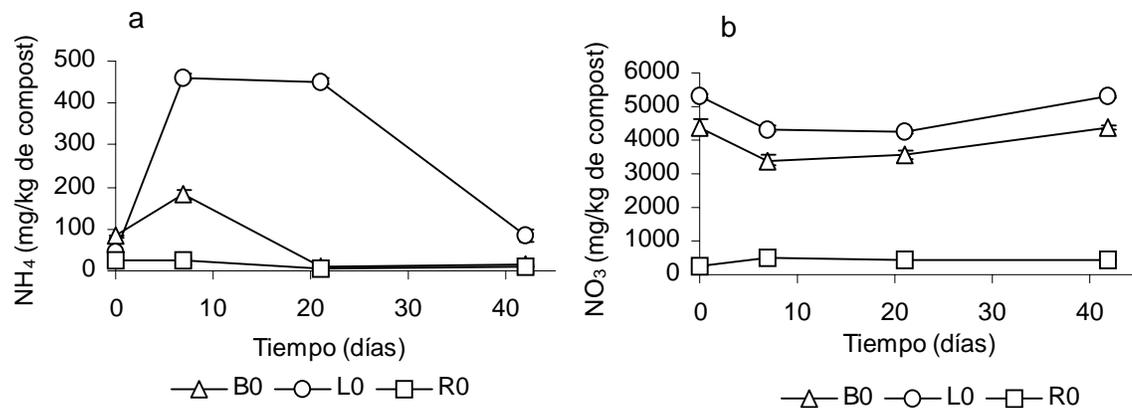


Figura 3. Evolución de NH₄ (a) y NO₃ (b) durante 42 días de incubación de tres compost sin mezcla con suelo. B0, compost de broza, L0, lombricompost de broza y R0, compost de residuos.

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 CON 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 del maíz debido a sus bajos contenidos de nitrógeno inicial.

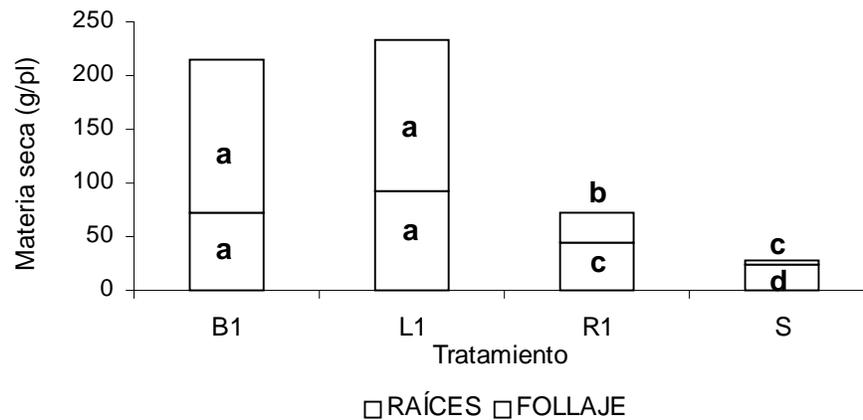


Figura 6. Promedio de materia seca aérea y de raíces de maíz a los 30 días luego de la germinación producida en suelo mezclado con B1 Compost de broza, L1 Lombricompost de broza y R1, Compost de residuos. Diferencias entre medias son estadísticamente significativas cuando los promedios están seguidos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

	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; NIN, 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 $n = 12$.

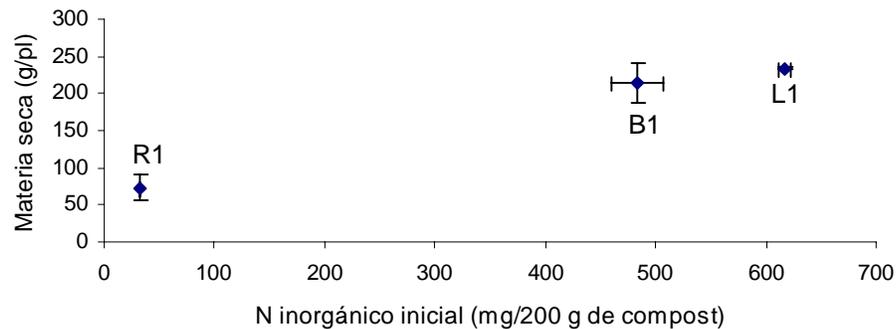


Figura 7. Relación entre biomasa de maíz a los 30 días de cultivo y el N inorgánico inicial bajo tres tipos de compost. Media por tratamiento y de. n = 5.

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 B1², se tendría un aporte de 8g y 12g de L1 y B1 durante los primeros 4 meses, para los siguientes dos meses³ el aporte sería de 1g y 1.5g de L1 y B1, para un total de 9 y 13.5g durante 6 meses aportados únicamente por

² Cifra que se acerca al 25% de N mineralizado a partir del N inicial total de compost de residuos de café y estiércol animal durante 4 meses hallado por Sato y Nakamura (2000).

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) ¹	MS (%)	Peso seco (g)	N (%)	N (g)	N (% del total exportado)
Broza	39	20 ²	7.8	2.3 ²	0.18	25
Mucilago	22	16 ³	3.5	1.4 ³	0.05	7.8
Café pergamino seco	22	88 ⁴	19.4	2.2 ⁵	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

³ Se asumió que entre el cuarto y sexto mes, las tasas halladas en este estudio disminuían hasta la cuarta parte de acuerdo a

mm de lluvia anual, 19.7°C de temperatura media anual, Babbar y Zak (1995) encontraron pérdidas de 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 y compost de broza tuvieron la mayor biomasa, aunque en el compost de broza las plantas presentaron menor contenido de materia seca de raíces debido posiblemente a la producción de amonio, por el menor grado de descomposición de este compost. La materia seca tuvo correlación con el contenido inicial de nitrógeno orgánico y el nitrógeno mineralizado durante 42 días.

la disminución de las tasas de mineralización de N halladas por Hartz *et al* (2000) durante 6 meses para 9 compost.

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 3ª ed. Wisconsin. P 414.

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

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.

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 biomaturity. Biological Agriculture and Horticulture. 10:65-85

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

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. Wooster, 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^a 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.

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

Gabriela Soto

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza
gabisoto@catie.ac.cr

Gloria Meléndez

Centro de Investigaciones Agronómicas
Universidad de Costa Rica
gmelende@cariari.ucr.ac.cr

Los criterios que se utilizan para definir la calidad de un abono orgánico están determinados por el uso que se le de al abono y el objetivo que se busque con el mismo. 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 del Departamento de transportes de Michigan para la compra de compost para rellenos 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 mm	12 mm para siembra 25 mm para control de erosión
Color/Olor	Café oscuro a negro	Café oscuro/Olor suelo
Contenido de Materia Orgánica	10-50 %	50 %
Relación Carbono :Fósforo	-	120:1 a 240:1
Sales solubles	1 – 7 mmhos	-
Contenido de humedad	No agua visible	10 %
Estabilidad	Demostrable	Por temperatura y olor. 4 a 8 semanas de madurez
Inertes	Menos de 1% No visible	2 % máximo

*DOT Department of Transportation. Tomado de Mitchell, 1997

En nuestro país y en la mayoría de los países de América Latina el mayor uso que se le quiere dar a los abonos orgánicos es como fertilizante especialmente como fuente de

nutrimentos de lenta liberación. Por eso las formas más comunes para determinar su calidad que se utilizan hasta la fecha son:

1. Contenido total de nutrimentos: digestión total de la materia orgánica. Se trata el abono orgánico como una muestra foliar.
2. Contenido disponible de nutrimentos: se utilizan soluciones extractoras que simulan la capacidad de absorción de las plantas para determinar los nutrimentos 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 permite dar información sobre contenidos totales de nutrimentos. Sin embargo se sabe que este análisis sobreestima 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 la calidad del compost (Vandevire y Ramirez, 1994, Salas y Ramirez, 1999).

Cuadro 2. Características de un compost comercialmente aceptable

Característica	Ámbito optimo	Característica	Ámbito optimo
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 compost

Metal	Canadá ^a ug/g	Unión Europea, compost orgánico ^b (ug/g)	Otros ^c	
Arsénico	10	-	Plástico (%)	1
Cadmio	3	0,7	Otros (%)	2
Cromo	50	70	PBC (ug/g)	0,5
Plomo	150	45	Captan (ug/g)	0,05-100
Mercurio	0,15	0,4	Clordano (ug/g)	0,3
Níquel	60	25	Lindano (ug/g)	1-7
Cobre	-	70	2,4 D (ug/g)	0,5-1,0
Zinc	500	200		

^a Ontario, Canadá. (Gies, 1992). ^bAnexo II. Regulación Europea 2092/91. Enmienda 1997. ^cUSDA (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 nutrimentos 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.

EL COMPOST COMO ABONO

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.

Los productos de procesos de compostaje incompletos como el bocashi aportan más nutrimentos 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 abundante 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 aporte 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 mencionar 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	1

(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 H₂S y NO₂⁻ 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 y el índice de humificación mostraron 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 composteado. 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, siendo estas 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). La prueba

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 nutrimentos 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, Manjeo 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.

Martinez, 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 departament fin it wasy 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, -J.S.; 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*. 2nd 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 nutrimentos 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.

INOCUIDAD DE ABONOS ORGANICOS

Lidieth Uribe Lorío
Laboratorio de Microbiología Agrícola
Centro de Investigaciones Agronómicas
luribe@cariari.ucr.ac.cr

La elaboración de abonos orgánicos constituye una práctica importante para la eliminación de algunos de los desechos generados por la agroindustria, así como la conversión de estos subproductos en materiales que puedan utilizarse para la mejora del suelo. Entre las ventajas atribuidas a la utilización de abonos orgánicos se les señala como fuente de nutrientes disponibles y de microorganismos benéficos, aumentan la materia orgánica del suelo y por lo tanto la estructura del mismo, propician el aumento en la capacidad de retención de humedad y favorecen el drenaje.

Adicionalmente se espera que estos productos no afecten la salud de plantas, animales y humanos debido a la presencia de sustancias tóxicas y/o patógenos. 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 de microorganismos patógenos humanos muy altas. El material de composteo a partir de plantas enfermas constituye en algunos casos fuente de patógenos de plantas. Debemos considerar que el proceso de elaboración de los abonos debe eliminar o reducir significativamente los patógenos y sustancias tóxicas 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 materiales, a saber compost, lombricompost, bocashi, biofermentos, ácidos húmicos, coberturas, materiales sin proceso como gallinaza y boñiga, etc. , en este documento me referiré únicamente al compostaje (compost, bokashi), vermicompost y biofermentos.

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 los sustratos debido a las transformaciones químicas sufridas por los materiales así como a los cambios en temperatura producto de la actividad exotérmica (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 la población mesofila disminuye y ocurre un aumento de los termófilos (temperatura óptima de crecimiento entre los 60 y los 80°C) (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 bajo estas condiciones 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. Lo que resulta 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, teóricamente el proceso de compostaje puede eliminar su presencia pues su temperatura máxima de crecimiento es 42°C (Cuadro 1). Si se expone *E.coli* creciendo en medio de cultivo a una temperatura de 57°C ocurre muerte en un período de 20 a 30 minutos (Cuadro 2) (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.

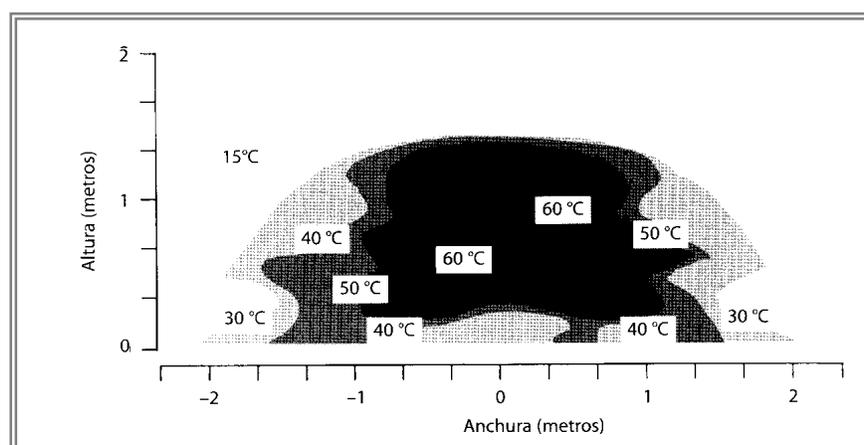
Cuadro 1. Tolerancia a la temperatura de diferentes microorganismos (modificado a partir de Atlas y Bartha, 2002).

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

Otro factor a considerar es que algunos organismos pueden sobrevivir en secciones más frías del compost (Figura 1). Sin embargo el riesgo de que los patógenos persistan en un compost bien hecho es muy reducido ya que además de las altas temperaturas alcanzadas durante el composteo factores bióticos como la competencia y el antagonismo pueden reducir el número de patógenos de plantas y animales presentes en los materiales originales.

**Figura 1.**

Temperaturas en diferentes secciones de una pila de compost.

Tomado de Atlas y Bartha, 2002

Estudios conducidos por Tiquia et al. (2002) determinaron que la actividad termófila encontrada cuando se compostó gallinaza utilizando un sistema de inyección de aire fue capaz de destruir las poblaciones de coliformes fecales presentes en los materiales iniciales (Figura 2), a pesar de que la temperatura en la parte inferior de la pila de compost disminuyó a 44°C en el día 21 mientras que en las secciones superior y media fueron mayores de 55°C. Estos resultados pueden atribuirse a que la población total de microorganismos en las tres secciones se mantuvo en niveles mayores a 10^7 células microbianas por gramo de compost. Así, no solamente las altas temperaturas eliminan la presencia de patógenos, sino que las altas poblaciones de microorganismos pueden 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. En Costa Rica se han observado poblaciones de microorganismos en diferentes abonos orgánicos en el orden de 10^8 bacterias/gramo de abono, dichas poblaciones adaptadas al sustrato hacen difícil el establecimiento o sobrevivencia de patógenos al verse expuestos a competencia, inhibición, antagonismo, depredación y antibiosis (Cuadro 3).

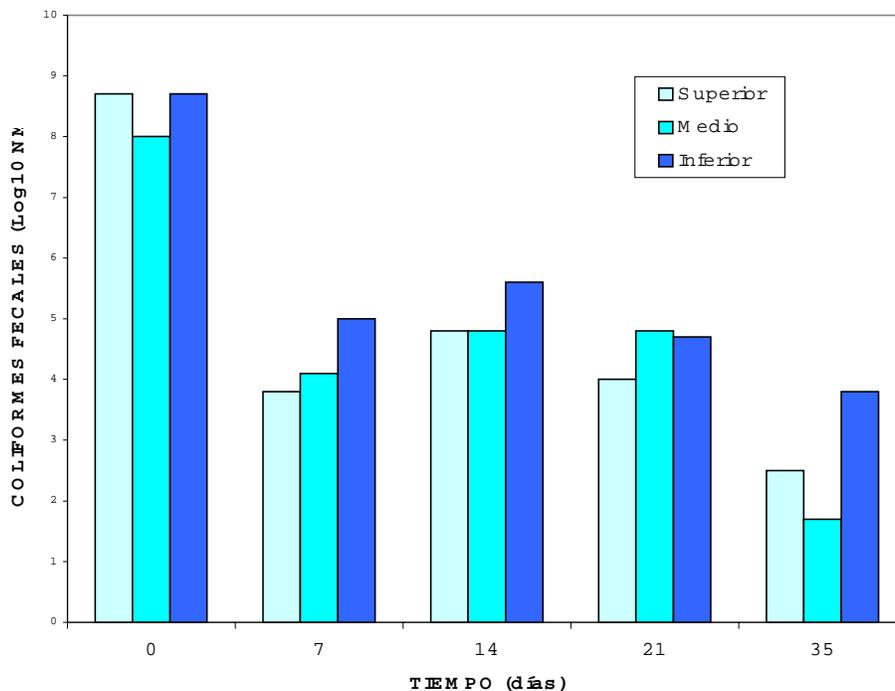


Figura 2. Recuentos de coliformes fecales en diferentes estados del proceso de compostaje (Fuente Tiquia et al. 2002).

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

El compost involucra un diverso grupo de microorganismos (Cuadro 4), y debido a que las condiciones de compostaje varían y cambian continuamente en diferentes secciones de la pila, existen una gran diversidad de microambientes y microorganismos asociados a ellos. Dicha diversidad es vital para mantener el proceso de compostaje al poseer toda una gama de enzimas y habilidades metabólicas necesarias para la descomposición de los diferentes sustratos. Los grupos más importantes de microorganismos son como se señala en el cuadro 3, bacterias, hongos y actinomicetes. Estos grupos tienen especies mesofílicas y termofílicas. (Rynk, R, 1992).

Cuadro 4. Microorganismos aislados e identificados en diferentes tipos de compost en Costa Rica.

Bacterias	Actinomicetes	Hongos
<i>Bacillus licheniformis</i>	<i>Streptomyces</i>	<i>Aspergillus niger</i>
<i>Bacillus subtilis</i>	<i>Arthrobacter</i>	<i>Aspergillus flavus</i>
<i>Pseudomonas sp</i>	<i>Arthrobacter woluwensis</i>	<i>Penicillium italicum</i>
<i>Serratia sp.</i>		<i>Penicillium</i>
<i>Escherichia coli</i>		<i>Mucor</i>
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		<i>Rhizopus</i>
<i>Stenotrophomonas maltophilia</i>		<i>Fusarium</i>
<i>Chrysobacterium</i>		<i>Trichoderma</i>
<i>Pseudomonas spinosa</i>		<i>Penicillium citrinum</i>
<i>Aeromonas echeleia</i>		<i>As Aspergillus ochraceus</i>
<i>Raoultella terrigena</i>		
<i>Burkholderia gladiolii</i>		

Fuente base de datos Laboratorio de Microbiología Agrícola.

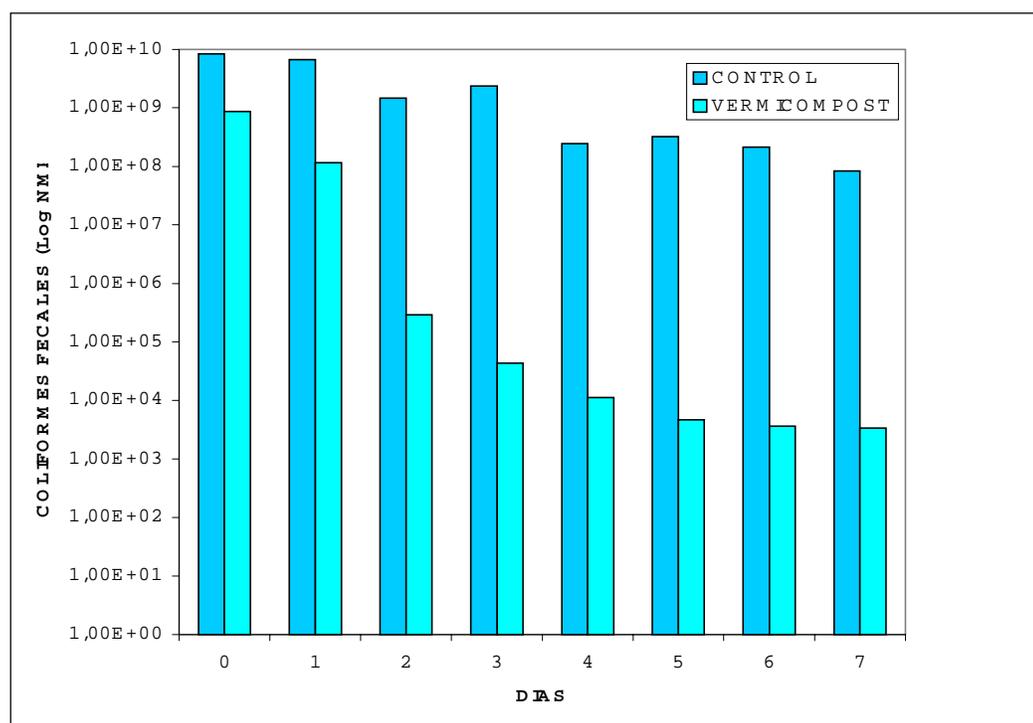
Tiquia *et al* (2002) encontraron que la población de hongos disminuyó a temperaturas superiores a 50°C, así es de esperar que hongos patógenos presentes en los sustratos sean eliminados durante esta fase, las poblaciones aumentaron nuevamente a temperaturas menores de 45°C. A temperaturas superiores a 70°C no se encuentran los actinomicetes mientras que al alcanzar los 82°C la actividad biológica se detiene ya que los termófilos extremos (temperatura de crecimiento entre 80 y 110°C) no se encuentran presentes en el compost. Con el fin de obtener mayores tasas de descomposición y una eliminación de patógenos más efectiva, se plantea la incorporación de genes de termófilos extremos a bacterias que se encuentran normalmente en el compost a fin de que puedan sobrevivir a temperaturas más altas (Atlas y Bartha, 2002). Este procedimiento puede reducir la calidad del compost al disminuir, debido a las mayores temperaturas generadas, la biodiversidad del sistema, se introduce además la problemática del uso en agricultura orgánica de organismos modificados genéticamente.

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). Eastman *et al*. (2001) lograron reducir la carga de patógenos (*Salmonella*, *E.coli*, virus entéricos y huevos de helmintos) en el tratamiento de lodos. Los autores observaron en un experimento piloto una mayor reducción de coliformes fecales en el tratamiento vermicompost que en el control, este resultado no se repitió en el caso de los otros patógenos evaluados (Cuadro 5), donde tanto en el vermicompost como en el tratamiento control, los números de patógenos se redujeron abruptamente, este resultado se debe probablemente al bajo número de organismos utilizado en la muestra inicial (Cuadro 5). En un experimento a nivel de campo, encontraron en el tratamiento sometido a vermicompost, 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 5×10^2 UCF/g como adecuado para el tratamiento de éste tipo de desechos. Las transformaciones sufridas por los desechos al ser ingeridos por la lombriz, los cambios en pH así como la inoculación con la flora microbiana existente en el tracto de la lombriz, provoca cambios en la población microbiana de los desechos reduciendo así la carga de patógenos.

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).**

Esta reducción no fue observada en el caso de los huevos de helmintos, los autores atribuyen este hallazgo a que las lombrices en el tratamiento en el que se inocularon los huevecillos de helmintos, fueron aplicadas en un sustrato que no fue abandonado por las mismas.

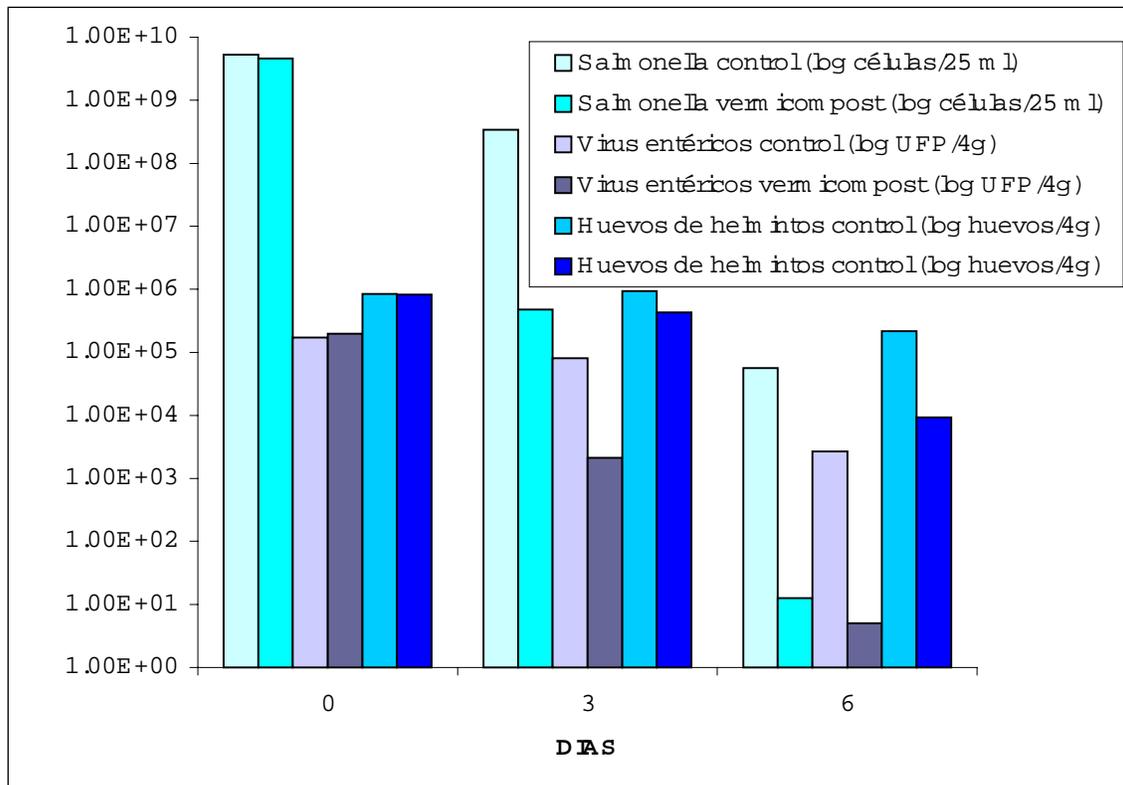


Figura 4 Disminución en la población de diferentes patógenos (escala logarítmica) durante 7 días de vermicompost (tomado de Eastman *et al.* (2001).

BIOFERMENTOS

En este tipo de preparados a base de melaza, excretas, suero de leche y microorganismos, se produce la transformación de los desechos a través de la fermentación, a un biofertilizante líquido utilizado ampliamente por agricultores. El proceso de fermentación causa una caída drástica en el pH y así junto con la disponibilidad de oxígeno condiciona la flora microbiana capaz de crecer en estas condiciones. Como se observa en el Cuadro 6, la tolerancia a pH varía entre microorganismos así *Escherichia coli* y *Erwinia carotovora*, cuyo crecimiento óptimo ocurre a pH neutro, en condiciones de acidez serían fácilmente

desplazadas por *Lactobacillus* cuyas especies tienen pH de crecimiento óptimo a bajos valores de pH.

Cuadro 6. Valores mínimo, óptimo y máximo de pH en la multiplicación de diversas bacterias

Organismo	Mínimo	Óptimo	Máximo
<i>Escherichia coli</i>	4,4	6,0-7,0	9,0
<i>Erwinia carotovora</i>	5,6	7,1	9,3
<i>Lactobacillus acidophilus</i>	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, Mg, P), como muestras de diferentes edades y procedentes de diferentes productores no presentaron *Escherichia coli* ni *Salmonella* (Cuadro 7). 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. Esta bacteria 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 dos de los fermentos estudiados presentaron valores de pH mayores a 6, si bien no contenían coliformes fecales, uno de ellos presentó coliformes totales. En ambos casos la flora microbiana presente era muy variada a diferencia de los otros fermentos donde predominaron las cepas de *Lactobacillus*. Debe evaluarse si el pH del biofermento puede utilizarse como un indicador de calidad, este hallazgo resulta muy atractivo al tratarse de un parámetro muy fácil de determinar por los productores.

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*.

Cuadro 7 Inocuidad de biofermentos. CATIE-GTZ-COOPEBRISAS-CIA.

BIOFERMENTO	COLIFORMES TOTALES NMP/100 mL	COLIFORMES FECALES NMP/100 mL	<i>E.coli</i> NMP/100 mL	<i>Salmonella</i>	pH
EDAD					
Tiempo 0	350	<2	<2	Negativo	4,6
1º muestreo	2	<2	<2	Negativo	3,9
2º muestreo	2	<2	<2	Negativo	3,9
6 meses	<2	<2	<2	Negativo	4,1
1 año	<2	<2	<2	Negativo	4,7
ENRIQUECIMIENTO					
B	<2	<2	<2	Negativo	4,9
Mg-P	<2	<2	<2	Negativo	3,8
PRODUCTORES					
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

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 CO₂ 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.

Cuadro 8 Tabla de interpretación para la estabilidad del compost
(Fuente: The U.S Composting Council.)

TASA DE RESPIRACION (mg CO ₂ /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 extemadamente 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

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 lo que concuerda con el hecho de 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 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 (Cuadro 10), este material se cataloga -utilizando la clasificación detallada en el cuadro 8-, como moderadamente inestable. Estos resultados ponen en evidencia la necesidad de establecer criterios para la clasificación de los abonos de tipo bokashi. Debe quedar claro para el consumidor que el abono tipo bokashi que califica como inestable o moderadamente inestable no debe ser utilizado en semilleros.

Cuadro 10. Determinación de la estabilidad de bokashi con diferentes grados de madurez.

MUESTRA	TASA DE RESPIRACION (mg CO ₂ /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 al encontrarse la materia orgánica humificada. Los materiales inestables se encuentran en pleno proceso de descomposición en el que ocurre la liberación de sustancias potencialmente tóxicas a plantas.

Cuadro 12. Porcentaje de germinación de diferentes abonos orgánicos analizados en el Laboratorio de Microbiología Agrícola

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 facultativos, gram negativos, no formadores 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. Estos organismos se encuentran presentes en el tracto intestinal de animales, en el suelo, hojas y frutos. El grupo coliformes fecales incluye organismos únicamente presentes en el tracto intestinal, metodológicamente se recurre al uso de temperaturas elevadas para distinguir este grupo de microorganismos (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 garantizar 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.

La agricultura orgánica ha recibido un gran impulso en los últimos años, debemos velar porque se le lleve a cabo en una forma adecuada. Como se ha discutido anteriormente, un abono orgánico bien hecho es muy poco probable que contenga patógenos, debemos entonces enfatizar en la necesidad de establecer controles de calidad que garanticen la inocuidad de los abonos utilizados en el país, así como difundir información sobre la forma adecuada de preparar dichos 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. Zucconi, 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

Tipo de producto	Registrados	Empresas
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
Total	233	52

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 en 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, Manganeseo
3686	AGRICOLA CORAL S.A.	Micromate Elementos Menores	Magnesio, Boro, Manganeseo, 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, Manganeseo, Zinc, Cobre
4202	CORPORACION DESARROLLO ORGANICO BRANTLEY	Lombritica	Nitrógeno, Potasio, Calcio, Fósforo, Magnesio, Hierro

	S.A		
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 CENTROAM (Agricola Coral sa)	Micromins Manganeso	Manganeso, Azufre
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	Nutrilst Multimineral	Magnesio, Boro, Azufre, Zinc, Manganeso, Hierro, Cobre, Molibdeno, Acido Citrico
3971	SERVICIOS TECNICOS ENTERPRICE S.A	Nutrilst zinc	Azufre, Zinc
3996	SERVICIOS TECNICOS ENTERPRICE S.A	Nutrilst Humic	Acidos Humicos, Acidos Fulvicos
4365	SERVICIOS TECNICOS ENTERPRICE S.A	Nutrilst 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	Lombrítica	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, Manganeseo, 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, Manganeseo, 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, Manganeseo, 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, Manganeseo, 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	Ácido 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 Polisacaridos + P	Nitrógeno, Potasio, Elementos Menores, Fósforo, Polisacaridos
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 Manganeseo	Manganeseo
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, Manganeseo, 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, Aminoácidos, Materia Orgánica
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 inorgánicos
17	4493	RAUCO S.A.	Codasal Plus 2000	Ácidos Orgánicos, Calcio
18	3450	SISTEMAS AGRICOLAS BIO ORGANICOS	Humus Mineral	Materia Orgánica
19	3296	TECNICAS AGRICOLAS ALAJUELENSES S.A	Fosfacel	Fósforo, Nitrógeno, Extractos Orgánicos
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	Lombrítica	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