



UNIVERSIDAD DE ORIENTE
NÚCLEO DE SUCRE
POSTGRADO EN BIOLOGÍA APLICADA
MENCION BOTÁNICA APLICADA

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL HUMUS PRODUCIDO POR *Eisenia* spp.
A PARTIR DE TRES SUSTRATOS ORGÁNICOS.
UTILIDAD EN AGRICULTURA Y ECOTOXICOLOGÍA

Lcdo. ALDO MICHAEL POLO HERNÁNDEZ

TRABAJO DE GRADO PRESENTADO COMO REQUISITO PARCIAL PARA
OPTAR AL TÍTULO DE MAGISTER SCIENTIARUM EN BIOLOGÍA APLICADA,
MENCION BOTÁNICA APLICADA

Cumaná, Agosto de 2011



UNIVERSIDAD DE ORIENTE
NÚCLEO DE SUCRE
POSTGRADO EN BIOLOGÍA APLICADA
MENCIÓN BOTÁNICA APLICADA

PROYECTO DE TRABAJO DE GRADO

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL HUMUS PRODUCIDO POR *Eisenia* spp.
A PARTIR DE TRES SUSTRATOS ORGÁNICOS.
UTILIDAD EN AGRICULTURA Y ECOTOXICOLOGÍA

Lcdo. ALDO MICHAEL POLO HERNÁNDEZ

Prof. Leida Marcano
Tutora

Fecha

Comisión de Trabajos de Grado

Cumaná, Agosto de 2011

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL HUMUS PRODUCIDO POR *Eisenia* spp. A PARTIR DE TRES SUSTRATOS ORGÁNICOS. UTILIDAD EN AGRICULTURA Y ECOTOXICOLOGÍA

APROBADO POR

Prof. Leida Marcano
Tutora

DEDICATORIA

A mis padres

A Adibe y María Verónica

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad del Atlántico, Barranquilla-Colombia, por sentar las bases de mi formación como Biólogo.

Al Postgrado de Biología Aplicada de la Universidad de Oriente núcleo de Sucre, por brindarme la oportunidad de continuar con mi formación profesional. A todos sus profesores y estudiantes, por hacerme sentir en casa aun cuando estoy muy lejos de ella.

A mi Asesora la M. Sc. Leida Marcano, por ampliar mis horizontes y apoyarme en todo cuanto estuvo a su alcance.

A los profesores José Imery e Isabel Mimbela, por su amistad y consejos.

A la profesora Rosa Martínez, por su apoyo para lograr los objetivos de este estudio.

A los profesores y personal del Instituto Oceanográfico de Venezuela quienes siempre estuvieron dispuestos a tenderme la mano en las buenas y malas.

A Elena, Mariana, Carmen y Juanny, compañeras de labores en el laboratorio.

A Aleikar, Mayelis, Victor, Pablo, Yelitza, Maria Alejandra y Brightdoom por su amistad.

A la familia Parejo Flórez, por acogernos en el seno de su familia y hacernos sentir como uno de ellos.

ÍNDICE

<u>DEDICATORIA.....</u>	<u>III</u>
<u>AGRADECIMIENTOS.....</u>	<u>IV</u>
<u>ÍNDICE.....</u>	<u>V</u>
<u>LISTA DE TABLAS.....</u>	<u>VII</u>
<u>LISTA DE FIGURAS.....</u>	<u>VIII</u>
<u>RESUMEN.....</u>	<u>IX</u>
<u>INTRODUCCIÓN.....</u>	<u>1</u>
<u>METODOLOGÍA.....</u>	<u>6</u>
<u>Fase de campo.....</u>	<u>6</u>
<u>Colecta del material biológico.....</u>	<u>6</u>
<u>Instalación del compostero.....</u>	<u>6</u>
<u>Instalación del lombricario.....</u>	<u>7</u>
<u>Variables de cultivo.....</u>	<u>7</u>
<u>Fase de laboratorio.....</u>	<u>8</u>
<u>Análisis físico-químicos.....</u>	<u>8</u>
<u>Análisis microbiológicos.....</u>	<u>9</u>
<u>Pruebas de fitotoxicidad.....</u>	<u>10</u>
<u>Análisis estadísticos.....</u>	<u>11</u>
<u>RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</u>	<u>12</u>
<u>Nitrógeno.....</u>	<u>16</u>
<u>FOSFORO.....</u>	<u>18</u>
<u>Manganeso.....</u>	<u>19</u>

<u>Calcio.....</u>	<u>20</u>
<u>Materia orgánica.....</u>	<u>21</u>
<u>Metales pesados.....</u>	<u>23</u>
<u>Cadmio.....</u>	<u>25</u>
<u>Cobre.....</u>	<u>26</u>
<u>Plomo y Mercurio.....</u>	<u>26</u>
<u>Análisis microbiológicos.....</u>	<u>27</u>
<u>Pruebas de fitotoxicidad.....</u>	<u>29</u>
<u>CONCLUSIONES.....</u>	<u>32</u>
<u>RECOMENDACIONES.....</u>	<u>33</u>
<u>BIBLIOGRAFÍA.....</u>	<u>34</u>
<u>APENDICE A.....</u>	<u>45</u>
<u>ANEXO A.....</u>	<u>46</u>
<u>ANEXO B.....</u>	<u>47</u>

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Temperaturas y periodos de incubación de medios seleccionados para el estudio de la calidad microbiológica de humus de lombriz roja californiana (<i>Eisenia</i> spp).....	9
Tabla 2. Rendimiento del tamizado expresado en porcentaje para cada una de las fracciones de los humus obtenidos.....	13
Tabla 3. Análisis de macronutrientes (g/kg) en sustratos.....	15
Tabla 4. Análisis de macronutrientes (g/kg) en compost.	16
Tabla 5. Análisis de macronutrientes (g/kg) del humus de lombriz roja.....	16
Tabla 6. Contenido de materia orgánica y carbono orgánico de los distintos tratamientos estudiados en sus diferentes etapas de transformación.....	22
Tabla 7. Relación C/N para los tres tratamientos según sus etapas de transformación....	23
Tabla 8. Valores máximos permitidos (mg/kg) en el contenido total de metales pesados en materiales destinados a uso hortícola adaptado de Abad (1998).....	24
Tabla 9. Contenidos de metales (mg/kg) en sustratos. (*): Hg está expresado en ppb....	24
Tabla 10. Contenidos de metales (mg/kg) en compost. (*): Expresado en ppb.....	24
Tabla 11. Contenidos de metales (mg/kg) en humus. (*): Expresado en ppb.....	24
Tabla 12. Contaje (UFC/ml) de microorganismos aislados en humus de <i>Eisenia</i> spp. obtenidos a partir de las tres mezclas de sustratos orgánicos.....	29
Tabla 13. Caracterización microscópica de las bacterias de humus de lombriz roja californiana a partir de tres sustratos orgánicos.....	29
Tabla 14. Resultados del ensayo de fitotoxicidad en humus de lombriz roja californiana.	31

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Valores de pH para tres sustratos orgánicos y su transformación a humus de lombriz roja californiana.....	13
Figura 2. Contenidos de Cd por tratamiento y etapas de descomposición.....	25

RESUMEN

Se evaluó la calidad del humus producido por la lombriz roja californiana *Eisenia* spp. a partir de tres mezclas de sustratos orgánicos, mediante la caracterización de los cambios físico-químicos y microbiológicos durante las etapas de compostaje y vermicompostaje. Se utilizó un diseño de bloques al azar con tres tratamientos y cuatro réplicas. Los sustratos se prepararon con estiércol equino mezclado con desechos de vegetales y cocina en las siguientes proporciones: 60% estiércol + 40% desechos de cocina (T1), 60% estiércol + 20% desechos de cocina + 20% desechos de vegetales (T2) y 60% estiércol + 40% desechos de vegetales (T3). Las variables objeto de estudio fueron, pH, materia orgánica, concentración de nutrientes (N, P, Mn, Ca), metales pesados (Cd, Cu, Hg y Pb) cuantificadas en todas las etapas del proceso y, para el caso de los humus se estudió además granulometría, calidad microbiológica (expresada en densidad y tipos de microorganismos) y madurez del abono por medio de pruebas de fitotoxicidad. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas tanto para los tratamientos como para cada una de las etapas de maduración de los abonos. Los valores de pH en las diferentes etapas del vermicompostaje para los tres tratamientos oscilaron entre 7,4 y 8,1. En los tres tratamientos, P y N fueron los elementos encontrados en mayor proporción en sustratos, compost y humus. Se registraron cambios significativos en los contenidos de metales pesados en las distintas etapas del proceso, particularmente del Cd, encontrándose en todos los humus valores de Hg, Pb, Cu y Cd por debajo de los límites establecidos por la legislación ambiental. En relación a los análisis microbiológicos, en los humus obtenidos predominaron las bacterias para todos los tratamientos. Los humus producidos por *Eisenia* spp. a partir de los tres sustratos probados presentaron valores de pH y temperatura apropiados, contenidos elevados de macro y micronutrientes, abundancia y variedad de microorganismos, niveles mínimos de metales pesados, así como un grado de madurez óptimo (demostrado por el ensayo de fitotoxicidad), lo cual los convierten en una alternativa económica y ambientalmente sustentable para la fertilización de cultivos y plantas ornamentales.

INTRODUCCIÓN

La fertilidad del suelo se encuentra relacionada con la disponibilidad de nutrimentos para las plantas. Esta característica depende de un complejo equilibrio de macro y microelementos, siendo la descomposición de la materia orgánica la fuente principal de estos elementos (Hodge *et al.*, 2000). En consecuencia, la disponibilidad de nutrientes en el suelo depende principalmente del proceso de descomposición de la materia orgánica (Jégou *et al.*, 2000). La mayoría de los desechos que ingresan al suelo, independientemente de su procedencia, están sujetos a la descomposición por parte de una gran variedad de organismos descomponedores (que incluyen bacterias, hongos y fauna), cuyas poblaciones e índices de actividad están determinadas por factores físicos (principalmente temperatura y humedad) y químicos (pH y concentración de nutrientes). Por lo tanto, la velocidad de descomposición de los residuos está determinada por una amplia gama de factores que operan en escalas espaciales y temporales tremendamente diferentes (McInerney y Bolger, 2000; López, 2000).

La descomposición de los residuos vegetales y animales es un proceso biológico básico en el cual el carbono (C) es reciclado a la atmósfera como dióxido de carbono (CO₂); el nitrógeno (N) se libera en forma disponible como ion amonio (NH₄⁺) y nitrato (NO₃⁻), liberándose también otros elementos como fósforo (P), azufre (S) y diversos microelementos requeridos por las plantas superiores (Quintero-Lizaola *et al.*, 2003). En este proceso participa una amplia gama de microorganismos que utilizan los desechos orgánicos como sustrato para satisfacer sus requerimientos energéticos, generando como productos elementos nutritivos en formas asimilables para las plantas.

Adicionalmente, es conocida la acción de diferentes especies de lombrices de tierra (*Annelida-Oligochaeta*), las cuales al ingerir grandes cantidades de suelo y residuos orgánicos como alimento, y a través de su complejo sistema digestivo aportan un agregado notable de bacterias que favorece el proceso de mineralización de material orgánico en el suelo (Zhang *et al.*, 2000). Muchas especies de lombrices presentan diversas características que han impulsado el desarrollo de la lombricultura (cría en cautiverio de lombrices) que, en los últimos 30 años, en diversos países, se ha convertido

en una actividad productiva, económicamente rentable y ambientalmente sostenible, siendo una alternativa para el manejo de los desechos sólidos orgánicos generados por el hombre en sus diferentes actividades.

El mantenimiento optimizado del ciclo de nutrientes esenciales es, desde el punto de vista de la nutrición vegetal, la clave de un sistema de agricultura sostenible. El reciclado de nutrientes es fundamental en estos sistemas de agricultura en los que se intenta crear un ciclo cerrado, evitando la pérdida innecesaria de nutrientes hacia el exterior del sistema, con la consiguiente necesidad de menos aportes. Se han realizado numerosos estudios relacionados con la fertilidad y con los ciclos de los nutrientes en los suelos. Ya a mediados del siglo XIX, los trabajos del científico alemán Liebig dieron lugar a la mayoría de los conocimientos en los que se basa hoy en día la nutrición de los cultivos (Ribo, 2004).

Dada la necesidad de aumentar los rendimientos de los cultivos agrícolas para la alimentación humana, disminuyendo el uso de agroquímicos potencialmente perjudiciales para el ambiente a largo plazo, las investigaciones se han orientado hacia el desarrollo de nuevas tecnologías más amigables con el medio ambiente, siendo la agricultura orgánica una alternativa favorable para sanear los efectos negativos derivados del uso excesivo de fertilizantes sintéticos. Algunas de sus ventajas más significativas incluyen: mejora de la calidad orgánica del suelo, facilita la penetración del agua, incrementa la retención de humedad, mejora la actividad biológica y se disminuyen los costos de producción al bajar los precios de los abonos empleados.

El compostaje y vermicompostaje son consideradas tecnologías biológicas de bajo costo, exitosas para el reciclaje sustentable de residuos orgánicos en fase sólida, basadas principalmente en la maduración/estabilización de la materia orgánica, evitando efectos fitotóxicos y daños ambientales (Costa *et al.*, 1991; Chen e Inbar, 1993). En el compostaje, proceso biooxidativo controlado, intervienen numerosos y variados microorganismos para transformar la materia orgánica fresca en materia orgánica más humificada y estabilizada denominada “compost” (Zucconi y De Bertoldi, 1987a; Costa *et al.*, 1991; Adami *et al.*, 1997). En el lombricompostaje, la oxidación y estabilización

de la materia orgánica se logra mediante la acción combinada de lombrices y microorganismos, el producto obtenido es denominado “lombricompost” o “humus de lombriz” (Elvira *et al.*, 1995).

En el lombricompostaje se aprovecha una serie de ventajas derivadas del comportamiento de las lombrices, que aceleran la descomposición y humificación de la materia orgánica (Edwards y Lofty, 1972) de un modo directo (alimentación detritívora y desplazamiento a través de las galerías) o indirecto (estímulo de la actividad microbiana). Por otro lado, mejoran la estructura del producto final al provocar la degradación de los materiales orgánicos y favorecer la formación de agregados estables (Hartenstein, 1986). Además, la actividad de estos detritívoros aumenta el contenido de nutrientes de fácil asimilación por las plantas (Edwards y Burrows, 1988) y es la responsable directa o indirecta de la producción de sustancias que actúan como fitohormonas (Tomati *et al.*, 1987). Por último, hay que señalar, que los procesos de lombricompostaje posibilitan la explotación de las lombrices como fuente proteica para consumo animal (Arnau, 2005).

La producción de humus de lombriz se obtiene por la conocida técnica de la lombricultura que permite aprovechar y transformar casi todos los residuos sólidos orgánicos derivados de las actividades agrícolas, ganaderas, agroindustriales y urbanas. Algunos autores mencionan que las propiedades nutricionales del vermicompost pueden variar mucho entre sí (Werner y Cuevas, 1996; Bollo, 1999), debido al proceso de descomposición de la materia orgánica, las condiciones en las cuales se lleve a cabo el vermicompostaje y el tiempo de almacenamiento (Chacón y Blanco, 1999). Ferruzzi (1986) y Martínez (1996), concuerdan en que el conjunto de características químicas, físicas y microbiológicas, son las que determinarán la calidad final y en consecuencia el uso apropiado de estos productos en los diferentes cultivos.

La calidad del compost y/o de un lombricompost varía en función del sustrato tratado y de la metodología implementada. Su evaluación ha sido considerada como uno de los grandes problemas, en relación a la utilización de estos materiales sobre todo en su aspecto agrícola ya que deben tener características físicas, químicas y biológicas que

garanticen la ausencia de peligrosidad de los mismos al ser utilizados como enmienda orgánica o aplicados a los suelos cuando se inicia el cultivo (Costa *et al.*, 1991; Nogales *et al.*, 1995; Adami *et al.*, 1995). Teniendo como punto de partida esta acotación, muchos estudios experimentales comparan el comportamiento de la lombriz en diferentes sustratos con la finalidad de estandarizar, tanto los parámetros del producto final como de mejorar los rendimientos en las tasas de crecimiento y reproducción de las lombrices, aumentando la rentabilidad económica y el beneficio ecológico de esta biotecnología. Es por esto que, muchos autores afirman que en la calidad final del humus intervienen factores ambientales y el tipo de residuos orgánicos que se utilizan como sustrato, así como también la abundancia de la microbiota edáfica (Santamaría *et al.*, 2001; Durán y Henríquez, 2007).

La lombricultura se ha visto fortalecida por investigaciones en aspectos básicos como parámetros de cultivo, densidades poblacionales, tasas de reproducción, eficacia y productividad de sustratos para alimentación (León *et al.*, 1992; Castillo *et al.*, 2000; Santamaría y Ferrera-Cerrato, 2002; Schuldt *et al.*, 2005a; Gutiérrez *et al.*, 2007; Schuldt *et al.*, 2007; Durán y Henríquez, 2007). Recientemente, Kumar *et al.* (2008) evidenciaron que metales pesados como el cadmio (Cd), cobre (Cu) y zinc (Zn) presentes en el sustrato, alteraron perjudicialmente el crecimiento y la reproducción de *Eudrillus eugines* durante el vermicompostaje de desechos sólidos orgánicos, afectando así, el proceso global y la calidad del humus obtenido.

En Venezuela, la lombricultura fue introducida en Los Andes hace poco más de 25 años (Hernández *et al.*, 2003), pero sólo hasta ahora está teniendo un auge importante, ayudado, quizás, por las investigaciones realizadas por grupos o entidades que fomentan la actividad agrícola en el país. Se han reportado algunos datos sobre el uso de estiércol, pulpa de café y humus de lombriz en cultivos hortícolas y en cafetales, con resultados bastante halagadores (Montaño-Mata y Simosa, 2002; Hernández *et al.*, 2005; Castro *et al.*, 2007); sin embargo, son pocas las investigaciones relacionadas con las transformaciones que experimenta el sustrato en relación con las concentraciones de macro y micronutrientes a través del proceso de humificación por parte de las lombrices,

que es, a fin de cuentas, uno de los aspectos más relevantes del proceso, dado su potencial uso en los cultivos de las especies vegetales aprovechadas por el hombre para alimento, ornamentación o a nivel paisajístico.

Por lo anteriormente expuesto, en este trabajo se evaluó la calidad del humus producido por *Eisenia* spp. cultivada en tres sustratos orgánicos diferentes, mediante la caracterización de los cambios físico-químicos y microbiológicos durante las etapas de compostaje y vermicompostaje.

METODOLOGÍA

El estudio comprendió una fase de campo que correspondió a la colecta de desechos orgánicos, instalación del compostero y del lombricario para el cultivo de *Eisenia* spp. y una fase de laboratorio que incluyó las determinaciones físicas, químicas, microbiológicas y las pruebas de fitotoxicidad que se efectuaron en los sustratos, compostajes y humus de *Eisenia* spp.

FASE DE CAMPO

Colecta del material biológico

Los sustratos seleccionados para este estudio fueron desechos de cocina provenientes del comedor estudiantil de la Universidad de Oriente, Núcleo de Sucre y desechos vegetales obtenidos del proceso de poda de las plantas del mismo Núcleo. Estos sustratos fueron mezclados con estiércol equino como fuente de celulosa, por su carga microbiana y porque, en general, los estiércoles son una fuente importante de nutrimentos para los cultivos (Rivero y Carracedo, 1999).

Se obtuvieron, así, los siguientes tratamientos, combinando diferentes porcentajes (en volumen) de ambos sustratos con estiércol equino:

Tratamiento 1 (T1): Estiércol equino combinado con desechos de cocina en proporción 60:40, respectivamente.

Tratamiento 2 (T2): Estiércol equino combinado con desechos de cocina y desechos de podas en proporción 60:20:20, respectivamente.

Tratamiento 3 (T3): Estiércol equino combinado con desechos de podas en proporción 60:40, respectivamente.

Instalación del compostero

La elaboración de compost a partir de las tres mezclas de desechos orgánicos se llevó a cabo por el método de pila o montón (Castillo, 1997), para lo cual se combinaron los desechos en un montículo de aproximadamente 1 m de altura y se procedió a volteos

periódicos (uno cada 15 días) para permitir la aireación y la pérdida del exceso de humedad. Para considerar estos materiales como aptos para cultivo de lombrices, se monitoreó el ciclo de las fases mesófila-termófila-mesófila (15 días).

Instalación del lombricario

Los ejemplares de *Eisenia* spp. fueron donados por el Instituto Nacional de Capacitación y Educación Socialista (INCES), desde donde fueron transportados al Bioterio de la Universidad de Oriente, Núcleo de Sucre, lugar seleccionado para la instalación del lombricario con el fin de mantener a las lombrices alejadas de perturbaciones y evitando enemigos naturales, principalmente, hormigas y termitas. Todas las lombrices tuvieron la misma procedencia, evitando así el sesgo producto de las variaciones propias de cada población de *Eisenia* spp.

El cultivo de lombrices se realizó en contenedores plásticos con capacidad de 25 L. La densidad de siembra de cada sustrato fue de 1 kg de lombrices por m² (corresponde a 334 lombrices por caja), y se realizaron cuatro repeticiones para cada sustrato.

Variables de cultivo

La alimentación y el riego se realizaron de forma periódica para permitir la supervivencia de las lombrices cultivadas. El alimento se les suministró en pequeñas cantidades (500-800 g), cada 2 días, y antes de colocarlo a disposición de las lombrices, se comprobó la calidad de este alimento (prueba 50 L, Apéndice A). El riego con agua de grifo reposada se realizó cada 5 días para mantener la humedad de los criaderos. Una vez completado el volumen de cada recipiente se procedió a la cosecha de lombrices y la maduración del humus para lograr la estabilización de su humedad y actividad microbiana, para su posterior análisis de calidad. Las lombrices cosechadas fueron trasladadas a otro recipiente para continuar con la producción de humus.

FASE DE LABORATORIO

Análisis físico-químicos

Un aspecto importante en la calidad del humus es el tamaño de partícula, parámetro del cual dependen, en gran parte, las demás características de los abonos naturales. Afecta directamente la calidad del suelo que se fertiliza con él, por lo que debe ser controlado durante todo el proceso de compostaje y vermicompostaje, mediante los volteos periódicos de la materia en descomposición, para garantizar una transformación homogénea y permitirle, luego, a la lombriz su ingesta para poder ser enriquecidos por su biota intestinal. Para la caracterización física, el humus previamente secado a 100°C por 48 horas, se pasó a través de una serie de tamices de diferente tamaño de poro (2 mm a 63 μm) para determinar el tamaño de partículas que lo componen según sus porcentajes mediante el peso de cada una de las fracciones retenidas en cada uno de los tamices.

Por otra parte, los contenidos nutricionales (macro y micronutrientes totales y disponibles) determinan, en gran medida, la calidad del humus y su potencial uso como enmienda para fertilizar los suelos que han perdido su capacidad para soportar cultivos, debido a su poco contenido nutricional.

El análisis químico incluyó los valores de pH, materia orgánica (MO), nitrógeno total (N), fósforo (P), calcio (Ca), manganeso (Mn) y los metales pesados: mercurio (Hg), plomo (Pb), cobre (Cu) y cadmio (Cd). Para dicho análisis se dispuso de 1 kg de cada muestra a procesar, lo que es suficiente para todos los análisis a realizar. Para garantizar la representatividad de la muestra el material se mezcló antes de la colecta del kilogramo. Se determinó el pH por potenciometría en un extracto acuoso 1:5 (sólido: líquido); materia orgánica por pérdida por ignición a 450°C; Ca, Mn, Cu, Pb, Hg y Cd se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica previa digestión total de las muestras en $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ (Chapman y Parker, 1973); N y P totales por método de Valderrama (1991).

Análisis microbiológicos

La microbiota del humus sólido de lombriz está constituida por una gran variedad de microorganismos, formada por una mezcla microscópica de miles de bacterias, actinomicetos, hongos, protozoos, que cumplen un rol esencial en los procesos biogeoquímicos de la materia durante su humificación. Es por esto que la microbiota es uno de los factores más importantes para la fertilidad del humus, ya que de ella depende en gran medida la biodisponibilidad de los nutrientes para el suelo a fertilizar.

Los análisis microbiológicos incluyeron la estimación de microorganismos (hongos, actinomicetos y bacterias totales) mediante aislamientos microbiológicos y conteos de las unidades formadoras de colonias (UFC); en los medios Agar Nutritivo (bacterias totales), Agar Papa Dextrosa (PDA) (hongos totales), Agar Caseína (actinomicetos), Agar Ramos Callao (solubilizadores de fósforo) y Agar Medio Cetrimide (*Pseudomonas*).

Para la siembra de cada uno de los medios seleccionados para los diferentes grupos de microorganismos de interés se tomaron 10 g de la muestra, los cuales fueron diluidos en 90 mL de agua peptonada, esta mezcla fue sometida a agitación mecánica por 5 minutos para lograr una buena suspensión y homogenización del material, luego se realizaron las diluciones seleccionadas para siembra (10^{-2} a 10^{-7}) y finalmente, se determinó el número de unidades formadoras de colonias (UFC). La incubación en cada medio se realizó de acuerdo a lo indicado en la tabla 1.

Tabla 1. Temperaturas y periodos de incubación de medios seleccionados para el estudio de la calidad microbiológica de humus de lombriz roja californiana (*Eisenia* spp).

Medio de cultivo	Temperatura de incubación	Periodo de incubación
Agar Nutritivo	37°C y 35°C	24-48 horas
Dextrosa Agar Estándar (PDA)	35°C	24-72 horas
Agar Caseína	35°C	48-72 horas
Agar Ramos Callao	35°C	72 horas
Agar Medio Cetrimide	37°C y 35°C	24-48 horas

Pruebas de fitotoxicidad

La madurez de un vermicompost se puede establecer mediante bioensayos de germinación con especies sensibles a metabolitos fitotóxicos. Estas sustancias debieran ser metabolizadas o inmovilizadas durante la fase de maduración del compostaje o vermicompostaje, generando un material estabilizado biológicamente y con una baja o nula fitotoxicidad. Los efectos fitotóxicos de un material orgánico inmaduro se deben a diversos factores, entre los cuales destacan los contenidos de NH_3 , de ácidos volátiles orgánicos, de metales pesados y de sales. Estas sustancias, en elevadas concentraciones, pueden generar efectos perjudiciales en el desarrollo de las plantas, inhibiendo la germinación de semillas o el crecimiento de raíces, por lo que es altamente riesgosa su presencia en cultivos (Varnero *et al.*, 2007).

Diversos autores (Zucconi *et al.*, 1981a; Tiquia, 2000), determinan el Índice de Germinación (IG), integrando el porcentaje relativo de germinación y el crecimiento relativo de raíces. Esto permite establecer tres niveles de fitotoxicidad: severa, moderada y baja o nula.

El test biológico de germinación, para el presente estudio, se realizó en el extracto acuoso (Zucconi *et al.*, 1981b), para lo cual se mezclaron 40 g de humus por litro de agua, después de agitación (una hora), centrifugación (5000 rpm durante 15 minutos) y filtrado (papel 0,45 μm), se obtuvo el extracto acuoso, del cual se colocó 1 mL en cápsulas de Petri con papel de filtro bien empapado y 10 semillas de *Lactuca sativa* (lechuga) distribuidas al azar. Se incubó a 25°C y oscuridad durante 48 horas, una vez transcurrido el tiempo se detuvo la germinación añadiendo 1 mL de etanol a la cápsula. El tratamiento control se realizó en agua destilada. Se contaron las semillas germinadas por placa para luego, determinar el Porcentaje de Germinación Relativo (PGR), Crecimiento Relativo de Radícula (CRR) e Índice de Germinación (IG), según metodología descrita por Tiquia (2000):

$$\text{PGR \%} = \frac{\text{Número de semillas germinadas en extracto}}{\text{Número de semillas germinadas en testigo}} \times 100$$

$$\text{CRR \%} = \frac{\text{Elongación de radícula en extracto}}{\text{Elongación de radícula en testigo}} \times 100$$

$$\text{IG} = \frac{\text{PGR} \times \text{CRR}}{100}$$

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Se empleó un diseño de bloques completos al azar para la distribución de los tratamientos y las repeticiones y la disposición de los cajones en el sitio de cultivo. A cada una de las variables evaluadas se les realizó la comprobación de los supuestos estadísticos para la selección de las pruebas adecuadas para determinar diferencias significativas en las medias de los parámetros estudiados. Los análisis estadísticos fueron realizados a un nivel de confianza de 95%. Al encontrar diferencias significativas en las variables medidas, se aplicó una prueba *a posteriori* de diferencias de medias entre tratamientos con el test de Tukey al 95% de significación (Sokal y Rohlf, 1979).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las condiciones ambientales durante el ensayo estuvieron en el rango de los valores permisibles para la supervivencia de las lombrices como lo señalan otros autores (Ferruzzi, 1986; Toccalino *et al.*, 2004; Ghyasvand *et al.*, 2008).

El análisis realizado a las muestras en los diferentes momentos del proceso de vermicompostaje, revela la existencia de diferencias en las características físicas, químicas y microbiológicas del producto final, según el tipo de desecho orgánico que le dio origen y en cada una de las etapas del proceso.

En la tabla 2, se muestran los pesos en porcentaje de las fracciones para el tamizado de los humus obtenidos en cada uno de los tratamientos. Según el sistema de clasificación USDA, los humus obtenidos en este estudio corresponden a las categorías de arena muy gruesa (T2 y T3) y arena gruesa (T1) con estructura granular muy fina y claridad moderada.

La importancia de esta variable radica en la capacidad para conservar la humedad y permitir la liberación de los nutrientes de manera controlada al contacto con las raíces de los vegetales; se tiene así que los humus obtenidos en este estudio al estar compuestos por partículas pequeñas poseen una gran cantidad de microporos que permiten la retención de agua, conservando mejor la humedad y, al tener mayor superficie de exposición, las raíces de los vegetales se adhieren al medio edáfico de una manera más eficiente ocurriendo un proceso de absorción de nutrientes más efectivo (Durán y Henríquez, 2007).

Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Moreno *et al.* (2005) quienes recomiendan el uso de humus obtenidos de estiércol y desechos vegetales como sustrato para semilleros de hortalizas y sistemas de invernadero, por su textura idónea además de sus excelentes concentraciones de nutrientes.

Tabla 2. Rendimiento del tamizado expresado en porcentaje para cada una de las fracciones de los humus obtenidos.

Tamiz	Tratamientos		
	T1	T2	T3
2 mm	33,97 %	41,71 %	42,11 %
850 μm	40,82 %	35,75 %	34 %
500 μm	14,52 %	13,47 %	14,41 %
250 μm	8,49 %	7,51 %	7,88 %
125 μm	1,91 %	1,3 %	1,35 %
63 μm	0,23 %	0,26 %	0,23 %

La figura 1 muestra los valores de pH para cada uno de los tratamientos en sus diferentes etapas. El pH, que es el primer indicador sobre el estado nutricional del suelo, determina la presencia de microorganismos y los procesos bioquímicos en los que intervienen, junto con la disponibilidad de los nutrientes (Uribe *et al.*, 2001; Durán y Henríquez, 2007); por ejemplo, la disponibilidad del P a un pH neutro es alta y existe una menor precipitación del P como fosfatos insolubles. En lo que respecta a los microorganismos, la actividad de las bacterias es mayor en suelos con valores de pH un poco por encima del neutro, mientras que a pH superiores a 8,5 ocurre pérdida de N (por volatilización de amoníaco) y se generan malos olores (Uribe *et al.*, 2001).

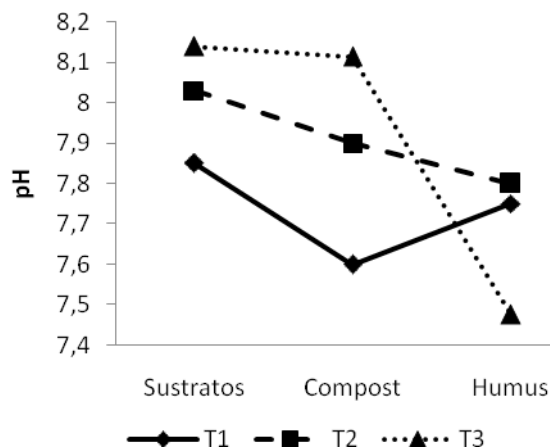


Figura 1. Valores de pH para tres sustratos orgánicos y su transformación a humus de lombriz roja californiana

Los valores de pH estimados en este estudio para los tres tratamientos en sus diferentes etapas oscilaron de 7,4 a 8,1; los cuales concuerdan con lo encontrado por otros autores (Melgarejo *et al.*, 1997; Castillo *et al.*, 2000; López-Jiménez *et al.*, 2003; Delgado *et al.*, 2004; Garg *et al.*, 2005; Singh *et al.*, 2005; Gutiérrez *et al.*, 2007), quienes reportaron valores que tienden a lo alcalino en los estiércoles animales a diferencia de los desechos de cocina y restos vegetales que tienden a lo ácido o neutro; así mismo los valores de pH en los humus obtenidos a partir de estos desechos presentaron valores cercanos al pH neutro. Además se encontraron en el rango de 6-8, sugerido como adecuado para una enmienda orgánica (Zucconi y De Bertoldi, 1987b). Sin embargo, los valores de pH para los humus obtenidos en el presente estudio fueron menores de los encontrados en otros estudios con fuentes orgánicas similares (Durán y Henríquez, 2007; Sánchez de Pinto *et al.*, 2006; Mulet del Pozo *et al.*, 2008).

El análisis demostró que existe diferencia estadística significativa para la variable pH según la etapa de maduración de la materia en descomposición, siendo el pH de los humus diferente al pH de las otras etapas del proceso ($KW=10,22$ y $P\leq 0,01$), existiendo una tendencia a disminuir a medida que el material madura y se estabiliza. Este comportamiento es ideal, pues una enmienda orgánica con un pH neutro ayuda a la solubilización de los nutrientes y evita la formación de complejos químicos insolubles dentro del humus (Durán y Henríquez, 2007).

El descenso del pH en dependencia de la maduración de la enmienda está asociado a la formación de ácidos húmicos y fúlvicos (Larco, 2004), y a la degradación de ácidos orgánicos y el efecto amortiguador de la materia orgánica (Delgado *et al.*, 2004), indicando una descomposición balanceada influenciada por la adecuada aireación del material que estimula la actividad de las comunidades microbiológicas presentes en el material, que facilitan la rápida transformación de los desechos en humus como lo expresan otros autores (Santamaría *et al.*, 2001; Durán y Henríquez, 2007). Desde el punto de vista biológico, los valores de pH para los compost, suministrados como alimento a las lombrices, estimulan la actividad biológica y reproductiva de estos anélidos que muestran su mayor dinámica poblacional a pH por debajo de 8

desarrollando todo su potencial reproductivo (Harstenstin, 1981; Santamaría y Ferrero-Cerrato, 2002).

El éxito en la aplicación de un abono o enmienda está dado por su capacidad para brindar a los cultivos las cantidades suficientes de nutrientes en complejos asimilables (LeBlanc *et al.*, 2007); proceso a su vez, influenciado por el pH y el tamaño de las partículas. Teniendo en cuenta que el pH y la granulometría de los humus obtenidos a partir de los tres sustratos mostraron valores ideales, las concentraciones de nutrientes en éstos (tablas 3 a 5) sobrepasaron los límites mínimos requeridos por la legislación ambiental en una enmienda orgánica, siendo por tanto de excelente calidad para una gran variedad de cultivos de importancia económica para el hombre.

Tabla 3. Análisis de macronutrientes (g/kg) en sustratos.

Tratamientos	Ca	P	Mn	N
T1	0,101 ± 0,003 a	4,22 ± 0,052 a	0,260 ± 0,017 a	3,43 ± 0,32 b
T2	0,030 ± 0,045 b	3,97 ± 0,014 b	0,098 ± 0,001 b	4,54 ± 0,56 a
T3	0,034 ± 0,023 b	4,35 ± 0,200 a	0,062 ± 0,004 c	4,21 ± 0,28 a

Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas.

Como se observa en las tablas 3, 4, y 5, el comportamiento de los contenidos de macronutrientes fue similar en los tres tratamientos, existiendo una tendencia a incrementar al finalizar el proceso de transformación, este incremento fue más notorio especialmente en el caso de Mn y Ca. Además los elevados contenidos de P en los tres tratamientos, siendo superiores incluso a los contenidos de N, evidencian que los materiales seleccionados son una buena fuente de nutrientes para la obtención de enmiendas orgánicas.

Tabla 4. Análisis de macronutrientes (g/kg) en compost.

Tratamientos	Ca	P	Mn	N
T1	0,10 ± 0,004 c	4,52 ± 0,04 b	0,03 ± 0,003 a	3,58 ± 0,41 a
T2	0,17 ± 0,005 a	4,73 ± 0,02 a	0,01 ± 0,002 c	3,51 ± 0,14 a
T3	0,15 ± 0,010 b	4,56 ± 0,03 b	0,02 ± 0,005 b	3,38 ± 0,72 a

Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas.

Algunos autores señalan que el resultado de análisis de contenidos totales de elementos, no provee la información necesaria para conocer la disponibilidad de los nutrimentos; ya que no siempre un abono que contenga más nutrimentos totales es el que los libera con más facilidad (Vandevivere y Ramírez, 1995). Pese a ello, la tendencia general es que los abonos orgánicos con altos contenidos de nutrimentos tienen mayor posibilidad de aportar igualmente mayores cantidades de éstos al sistema, luego de su descomposición (Bertsch, 1998), teniendo en cuenta sus características de pH, humedad, granulometría, madurez y estabilidad biológica.

Tabla 5. Análisis de macronutrientes (g/kg) del humus de lombriz roja.

Tratamientos	Ca	P	Mn	N
T1	0,12 ± 0,006 c	4,62 ± 0,01 b	0,49 ± 0,008 a	4,10 ± 0,30 a
T2	0,26 ± 0,010 a	4,47 ± 0,03 c	0,09 ± 0,050 c	4,03 ± 0,32 a
T3	0,23 ± 0,008 b	5,56 ± 0,05 a	0,28 ± 0,008 b	4,46 ± 0,13 a

Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas.

NITRÓGENO

El nitrógeno se requiere durante todas las etapas del desarrollo de las plantas. Un adecuado nivel de N en los tejidos se traduce en plantas vigorosas de buen tamaño, con una buena coloración verde, bien ramificadas, con flores bien desarrolladas y frutos de buen tamaño (Yáñez, 2002). Aunque no es necesariamente la única vía de transformación, el N orgánico se puede mineralizar a partir de la descomposición de la materia orgánica, pasando de amonio a nitratos (Castro *et al.*, 2009). El producto final

del proceso de una descomposición controlada (compost o vermicompost), es un abono orgánico altamente humificado, en el cual ha ocurrido una ganancia neta de N y reducción del 50% en peso respecto a la mezcla original (Pereira y Stentiford, 1992).

El análisis estadístico demostró que los contenidos de macronutrientes en los humus producidos por *Eisenia* spp. son estadísticamente diferentes a los contenidos en las etapas previas de biotransformación ($KW=11,47$ y $P\leq 0,05$), mientras que entre los tratamientos no existen diferencias estadísticamente significativas. Los contenidos de N estuvieron en el rango de 3,38 a 4,54 g/kg (0,34-0,44%), con un comportamiento similar para los tres tratamientos a lo largo del proceso.

En general, los contenidos de N estimadas en la presente investigación están acordes con las encontradas en estudios previos (Madrid *et al.*, 2000; Castillo *et al.*, 2000; Delgado *et al.*, 2004; Moreno *et al.*, 2005; Gichangi *et al.*, 2006; Castro *et al.*, 2009), en los cuales se demostró que para diferentes sustratos orgánicos los contenidos de N oscilaron en el rango de 0,3 a 2%. Este valor de 2% se considera según etiqueta ecológica europea como el límite máximo de N para un abono orgánico (Castro *et al.*, 2009). No obstante, algunos estudios han reportado concentraciones de N superiores al 3% (Romero-Lima *et al.*, 2000; Salas y Ramírez, 2001; Contreras *et al.*, 2006; Durán y Henríquez, 2007), asociando estas altas concentraciones a la naturaleza del material seleccionado y a las condiciones ambientales ocurridas durante el proceso de compostaje y vermicompostaje.

El descenso en el contenido de N ocurrido en la transformación a compost para los tratamientos T2 y T3 (Tabla 4), posiblemente esté asociado a los altos valores de pH registrados en esa fase, ya que valores de pH superiores a 7,5 contribuyen con la pérdida de N en forma de NH_3 , NO_x y N_2 (Thelosen *et al.*, 1993; Groenestein y Van Faassen, 1996; Santamaría *et al.*, 2001; Tiquia *et al.*, 2002), favorecen la denitrificación microbiana a NO , N_2O y N_2 por parte de microorganismos que se desarrollan debido a la humedad de los estiércoles (Tam *et al.*, 1996), además de aumentar la volatilización del N amoniacal y la lixiviación de compuestos nitrogenados solubles que ocurre en todo proceso de descomposición de materia orgánica (Sánchez de Pinto *et al.*, 2006).

El porcentaje de N encontrado en este estudio (0,34-0,44%) es bajo si se compara con otros estudios (Romero-Lima *et al.*, 2000; Madrid *et al.*, 2000; Castillo *et al.*, 2000; Salas y Ramírez, 2001; Delgado *et al.*, 2004; Moreno *et al.*, 2005; Gichangi *et al.*, 2006; Castro *et al.*, 2009), aunque el comportamiento a lo largo del proceso fue similar al reportado en dichos estudios, ya que las concentraciones en los humus obtenidos son mayores a las cuantificadas en los sustratos orgánicos que dieron origen a la enmienda generada (Castillo *et al.*, 2000; Girón *et al.*, 2001; Alidadi *et al.*, 2005; Suthar y Singh, 2008; Castro *et al.*, 2009).

Suthar (2007) sugiere que el aumento en los niveles de N en el producto final de la lombricultura se debe a la mineralización de los residuos por parte de las lombrices, además de las cantidades de N excretadas por estos anélidos en sus secreciones, mucus, fluidos corporales, enzimas y por la descomposición de los tejidos de las lombrices que mueren durante el proceso de vermicompostación.

FOSFORO

El fósforo después del nitrógeno, es el nutrimento más requerido por plantas y microorganismos y además, en el suelo es el factor limitante del desarrollo vegetal a pesar de ser abundante tanto en formas inorgánicas como orgánicas (Alexander, 1980). En el caso específico del P, un nutriente vital para los vegetales, las concentraciones encontradas fueron considerablemente altas, sobrepasando los 4,47 g/kg; valor que asegura el suplemento de este elemento a corto, mediano y largo plazo.

Los contenidos de P variaron tanto para los tratamientos como para la etapa de transformación, siendo siempre mayor en los humus de cada tratamiento con respecto a sus etapas previas; revelándose diferencias estadísticamente significativas (KW=20,19 y $P \leq 0,01$). Las concentraciones de P estimadas en este estudio resultaron superiores a las reportadas por otros autores en humus obtenidos a partir de desechos orgánicos de diferente naturaleza (Alidadi *et al.*, 2005; Celis *et al.*, 2006; Hernández *et al.*, 2003; Durán y Henríquez, 2007; Castro *et al.*, 2007; Castro *et al.*, 2009), resaltando la

importancia de los materiales originales como fuente de cría de lombriz para la obtención de humus.

El incremento del P observado a medida que avanzó el proceso de vermicompostaje podría estar asociado a la mineralización de la materia orgánica que ocurre al final del proceso de humificación, tal como lo acotan Ndegwa y Thompson (2001) y Alidadi *et al.* (2005) en sus estudios. Esta mineralización del P luego del proceso del vermicompostaje es atribuida al paso de la materia orgánica por el tracto digestivo de la lombriz, donde el P es transformado a formas asimilables por las plantas, principalmente por acción de las fosfatasas del tracto digestivo del anélido y por los microorganismos solubilizadores de P que ésta excreta al humus (Lee, 1992). Con respecto a las concentraciones de este nutrimento según el material utilizado, los estiércoles son buena fuente de P (Durán y Henríquez, 2007; Castillo *et al.*, 2000; Tiquia, 2000) en comparación con otros materiales orgánicos de desechos, por lo que su adición es necesaria para garantizar concentraciones adecuadas del elemento en el producto final.

MANGANESO

En los vegetales, el Mn participa en la fotosíntesis y es fundamental como cofactor en la actividad de varias enzimas, por lo que está fuertemente ligado a la regulación del metabolismo hormonal (Yáñez, 2002), por lo tanto su concentración en el suelo es vital para la fertilidad del mismo.

En esta investigación, los contenidos de Mn oscilaron en el rango de 0,062 a 0,49 g/kg, por lo tanto cumplen con los valores óptimos requeridos por la legislación ambiental para enmiendas orgánicas. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tres tratamientos y etapas del proceso, destacándose el humus de T1 (0,49 g/kg) con un valor muy superior a los otros dos tratamientos. Con respecto a las concentraciones de Mn de acuerdo a la etapa de transformación, los mayores valores se encontraron en los humus (KW=22,02 y $P \leq 0,01$), este hecho aunado a la correcta selección y tratamiento de materiales a procesar, son los factores que determinan los

contenidos de este elemento en una enmienda orgánica, ya que como lo demostraron Tiquia *et al.* (2002); no existen pérdidas en los niveles del Mn a lo largo del proceso de vermicompostación sino un enriquecimiento en los niveles de este elemento.

Contrario a los resultados de este trabajo, otros estudios han determinado que los desechos de cocina en mezcla con estiércol animal generan abonos con bajos contenidos de Mn (Salas y Ramírez, 2001; Durán y Henríquez, 2007) en comparación con otras mezclas, en especial cuando se combinan estiércoles con desechos de jardín o restos de cultivos comerciales (Moreno *et al.*, 2005; Sánchez de Pinto *et al.*, 2006), por lo tanto es de resaltar las elevadas concentraciones de Mn obtenidas en este estudio.

Una consideración especial, en cuanto a las elevadas concentraciones de Mn, es que cuando existen valores bajos de pH y suelos con altos contenidos de Mn, el P se precipita en forma de compuestos insolubles al unirse químicamente con el Mn (Rossi *et al.*, 2006); en este estudio los altos valores de Mn estuvieron asociados a pH cercanos al neutro, por lo tanto no se presentan las condiciones para la formación de fosfatos de Mn, sino que este elemento está disponible en formas asimilables para los vegetales.

CALCIO

El Ca es un elemento esencial para la formación y desarrollo inicial de todos los órganos y tejidos de las plantas, ya que es indispensable para la formación de cada una de las células y su multiplicación, se requiere para la conformación de las paredes celulares y para la regulación de la integridad de las membranas (Yáñez, 2002). En las lombrices su importancia radica en la dependencia de la reproducción de las concentraciones de este elemento en el medio de desarrollo (Hernández *et al.*, 2002). En general, los estiércoles animales no son buena fuente de este elemento, siendo necesaria su mezcla con desechos domésticos o vegetales con la finalidad de garantizar niveles óptimos de Ca en la enmienda orgánica a generar (Salas y Ramírez, 2001; Delgado *et al.*, 2004; Moreno *et al.*, 2005; Durán y Henríquez, 2007).

Los resultados de este estudio evidenciaron que los contenidos de Ca oscilaron en el rango de 0,03 a 0,26 g/kg, y el análisis estadístico detectó diferencias estadísticas

significativas tanto para el material seleccionado como para las etapas de biotransformación ($KW=24,47$ y $P\leq 0,01$). Los valores mostraron una tendencia a aumentar a medida que el proceso avanzó; comportamiento similar al encontrado en tres mezclas orgánicas diferentes sometidas a compostaje y vermicompostaje (Delgado *et al.*, 2004) y en residuos vegetales en compostación con cacao (Girón *et al.*, 2001), aunque las concentraciones encontradas en esta investigación fueron muy superiores a las determinadas en dichos estudios.

MATERIA ORGÁNICA

La materia orgánica mejora las propiedades físicas del suelo, regula y estimula la nutrición mineral, favorece la actividad biológica del suelo y eleva la capacidad de intercambio del suelo, por lo tanto se convierte en una cualidad insustituible para un suelo (Ribo, 2004).

En la tabla 6 se muestran los resultados de materia orgánica y carbono orgánico de los tres tratamientos en sus diferentes etapas de transformación. La materia orgánica no mostró una tendencia definida, sus valores oscilaron en el rango de 40 a 55,5%. El análisis estadístico reveló diferencias significativas en las concentraciones de los humus de los tratamientos T2 y T3 con respecto a T1 ($KW=6,56$ y $P\leq 0,05$); mientras que las concentraciones según la etapa de transformación no evidenció diferencias estadísticamente significativas (Tabla 6). Aunque Elvira *et al.* (1998) plantean que una gran parte de la materia orgánica de los sustratos iniciales se pierden como CO_2 (entre 20 y 43% como carbono orgánico total) al finalizar el proceso de vermicompostaje, para el presente estudio ese comportamiento solo ocurre en T1 y T3, que presentaron concentraciones menores al final del proceso, caso contrario a T2 en el que la materia orgánica aumentó en un 25%. La disminución en el contenido de materia orgánica al final del proceso está asociada a la mineralización de los residuos orgánicos por parte de la lombriz y los microorganismos presentes en el medio como lo demuestran diversos estudios (Abril y González, 1999; Delgado *et al.*, 2004; Moreno *et al.*, 2005; Hernández *et al.*, 2006; Varnero *et al.*, 2007; Suthar y Singh, 2008).

Tabla 6. Contenido de materia orgánica y carbono orgánico de los distintos tratamientos estudiados en sus diferentes etapas de transformación.

Tratamientos	Materia orgánica (%)			Carbono orgánico (%)		
	Sustratos	Compost	Humus	Sustratos	Compost	Humus
T1	45	49	43	26,10	28,42	24,94
T2	40	52	50	23,20	30,16	29,00
T3	55,5	46,5	51	32,19	26,97	29,58

Un aspecto importante a ser considerado en la transformación de la materia orgánica es la relación C/N. El N es un elemento esencial requerido para el crecimiento microbiano y la degradación de la materia orgánica. Cuando la materia orgánica tiene alto contenido de N, los microorganismos tienen suficiente sustrato para inducir mayor mineralización, ya que la microflora (bacterias, hongos y actinomicetos) satisface plenamente sus necesidades de N, por lo que no es un factor limitante para ellos. Por el contrario, si el contenido de N es bajo, la tasa de descomposición de la materia orgánica disminuye drásticamente y la tasa de mineralización de carbono orgánico dependerá de la adición de fuentes nitrogenadas (Ferrera-Cerrato y Alarcon, 2001). Rynk *et al.* (1988) y Schuldt *et al.* (2005b); señalan que para que el proceso del composteo se desarrolle en forma óptima se requiere una relación C/N de 25:1 a 40:1, además de otras condiciones de temperatura, pH y presencia de microorganismos que transformen la materia orgánica (Santamaría, 1999).

En cuanto al proceso del vermicomposteo, además del origen del material, se debe cumplir con una relación C/N menor a 22:1. La relación C/N puede ser de utilidad para establecer índices de estabilidad pero no de la madurez de los vermicompost (Santamaría, 1999). Este carbono orgánico se determina dividiendo la materia orgánica entre el factor de Van Vamnder (1,724) (Santamaría *et al.* 2001). La tabla 7 muestra los resultados de la relación C/N estimados en este estudio, los cuales a pesar de que fueron superiores a los recomendados en otros estudios, no se convirtieron en una limitante para el proceso de vermicompostación, como lo señalan Girón *et al.* (2001), quienes reportan relaciones C/N de 60, sin que esto impida la descomposición de diversos vegetales

mezclados con desechos de cultivos de cacao. Es probable que estos resultados se asocien con las bajas concentraciones de N que aportaron los materiales iniciales al proceso (tabla 3), ya que aun cuando las excretas animales son una fuente valiosa de nutrimentos, su calidad en términos de N disponible puede ser baja debido a las pérdidas debidas a la volatilización de amonio (Gichangi *et al.*, 2006), como se presume, ocurrió en este estudio.

Tabla 7. Relación C/N para los tres tratamientos según sus etapas de transformación.

Tratamientos	C/N		
	Sustratos	Compost	Humus
T1	76,77	78,95	60,83
T2	52,73	86,18	74,36
T3	76,65	79,33	67,23

METALES PESADOS

La presencia de metales pesados en concentraciones superiores a las permitidas por la legislación ambiental constituye un impedimento para la aplicación de una enmienda o abono destinado a cultivos hortícolas, y en algunos países incluso para uso ornamental (Abad, 1998). Como puede observarse en la tabla 8, las concentraciones de éstos varían según el pH, interfiriendo con la calidad de las enmiendas orgánicas.

De acuerdo con los resultados del estudio realizado, todos los metales cuantificados (Cd, Cu, Hg y Pb) en las diferentes etapas de transformación para cada uno de los tratamientos se encontraron en contenidos muy por debajo de los límites máximos permitidos para abonos orgánicos (Tablas 9, 10 y 11). Excepto para el Cd, la tendencia en las concentraciones para todos los tratamientos en las distintas fases de descomposición fue $Cu > Hg > Pb$.

Tabla 8. Valores máximos permitidos (mg/kg) en el contenido total de metales pesados en materiales destinados a uso hortícola adaptado de Abad (1998).

	Cd	Pb	Cu	Hg
En suelos pH ≤7	20	750	1000	16
En suelos pH >7	40	1700	1750	25

Tabla 9. Contenidos de metales (mg/kg) en sustratos. (*): Hg está expresado en ppb

Tratamientos	Cd	Pb	Cu	Hg(*)
T1	3,11 ± 0,26 c	3,22 ± 0,13 a	7,17 ± 0,44 a	3 ± 0 b
T2	8,11 ± 0,15 b	2,12 ± 0,08 b	7,49 ± 0,35 a	3,75 ± 0,5 a
T3	9,09 ± 0,09 a	0,77 ± 0,29 c	6,73 ± 0,57 a	4 ± 0 a

Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas.

Tabla 10. Contenidos de metales (mg/kg) en compost. (*): Expresado en ppb

Tratamientos	Cd	Pb	Cu	Hg(*)
T1	2,57 ± 0,43 a	2,17 ± 0,20 a	15,61 ± 1,59 a	3,75 ± 0,5 a
T2	2,73 ± 0,16 a	2,45 ± 0,29 a	7,30 ± 0,54 b	4 ± 0 a
T3	1,23 ± 0,13 b	1,15 ± 0,11 b	7,67 ± 0,86 b	4 ± 0 a

Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas.

Tabla 11. Contenidos de metales (mg/kg) en humus. (*): Expresado en ppb

Tratamientos	Cd	Pb	Cu	Hg(*)
T1	2,3 ± 0,2 a	2,4 ± 0,1 a	7,9 ± 0,6 a	4 ± 0 a
T2	1,7 ± 0,5 b	2,4 ± 0,3 a	8,4 ± 0,6 a	4 ± 0 a
T3	2,1 ± 0,02 a	2,1 ± 0,1 a	8,6 ± 0,3 a	4 ± 0 a

Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas.

Cadmio

Destacándose entre todos los metales pesados cuantificados en este estudio, las concentraciones de Cd mostraron una clara tendencia a disminuir a medida que ocurrió la transformación de los desechos a humus, siendo estos descensos más evidentes en los tratamientos T2 y T3 (Figura 2). El análisis estadístico demostró que las concentraciones de Cd dependen del material original a transformar y de la etapa de transformación, siendo las concentraciones en los humus inferiores estadísticamente significativas ($KW=23,12$ y $P\leq 0,01$).

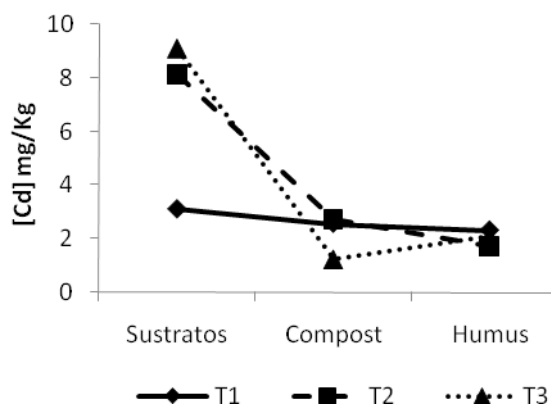


Figura 2. Contenidos de Cd por tratamiento y etapas de descomposición.

El mismo patrón en el comportamiento de las concentraciones de Cd fue encontrado por Ghyasvand *et al.* (2008), quienes estudiaron la concentración de Cd y Pb en lodos residuales; este hecho está soportado en la capacidad que tienen las lombrices de tierra para bioacumular Cd en sus tejidos corporales tal como lo demostraron Kumar *et al.* (2008) en su estudio. Shahmansouri *et al.* (2005) y Lapinski y Rosciszewska (2008) evidenciaron que en lombrices expuestas a altas dosis de Cd, las concentraciones del metal en los tejidos corporales de estos organismos fueron 40 veces mayores a las encontradas en los sustratos de cría. En este sentido, se conoce que las lombrices de tierra exhiben una elevada tolerancia al Cd debido a la presencia, a nivel celular de una variedad de moléculas ricas en grupo tioles (-SH) que le permiten formar complejos estables con el metal, acumulándolo como gránulos en el tejido cloragógeno; un

repliegue del intestino a nivel de la región post-clitelar para finalmente, excretarlo (Stürzenbaum *et al.*, 2001, 2004).

Cobre

Para el caso del Cu, los contenidos durante el proceso de transformación se mantuvieron muy por debajo de los 450 mg/kg, valor máximo permitido para un abono destinado a uso hortícola (Abad, 1998), por tanto el rango de los contenidos obtenidos (6,73 a 15,61 mg/kg), por ser niveles trazas no representan riesgo alguno de toxicidad para los cultivos por el contrario, podría satisfacer las necesidades de este elemento que es un importante componente de sistemas enzimáticos en los vegetales cuando sus concentraciones son adecuadas. Los contenidos de Cu estimados en el presente estudio fueron superiores a las reportadas para biosólidos urbanos y desechos de salmonicultura (Celis *et al.*, 2006) y otros desechos orgánicos de diferente naturaleza (Acosta *et al.*, 2003), lo cual demuestra un mejor potencial para suplir las necesidades de este elemento en los diferentes cultivos.

Plomo y Mercurio

Los contenidos de Pb oscilaron entre 0,77 y 3,22 mg/kg, siendo estos valores muy inferiores a los reportados por Matusevičiūtė y Eitminavičiūtė (2005) y Ghyasvand *et al.* (2008) quienes en lodos residuales encontraron contenidos de Pb en un rango de 13,3 a 46,6 mg/kg y 10 a 15 mg/kg, respectivamente. Los contenidos de este elemento en los humus obtenidos no presentaron diferencias estadísticamente significativas ($P \geq 0,05$), a diferencia de lo observado al inicio del proceso, donde sí se detectaron diferencias significativas ($KW=9,84$ y $P \leq 0,01$).

Por último, los contenidos del elemento Hg determinadas en este estudio constituyen un punto de partida para el estudio de este metal en los abonos obtenidos por lombricultura, ya que es nula la información de este elemento químico en la literatura científica relacionada. Las concentraciones de este elemento oscilaron en el rango de 3 a 4 ppb, mostrando diferencias significativas al inicio del proceso siendo mayor en T2 y

T3 (KW=8,17 y $P \leq 0,01$), pero estas diferencias desaparecen luego de la biotransformación ($P \geq 0,05$).

En general, las concentraciones de metales pesados potencialmente peligrosos no sobrepasaron los límites permitidos en abonos generados a partir de los desechos orgánicos empleados en este experimento, por tanto, estos elementos no interfieren con la calidad de los humus obtenidos en la presente investigación, ni constituyen limitación para su utilización en la fertilización de cultivos. Además, siendo el pH ácido un factor esencial y necesario para la solubilidad y acumulación de los metales pesados en los sustratos y abonos, los valores obtenidos para esta variable en este estudio evitan los efectos deletéreos que podrían causar dosis elevadas de estos elementos tanto a los vegetales como a la microbiota edáfica (Matusevičiūtė y Eitminavičiūtė, 2005).

ANÁLISIS MICROBIOLÓGICOS

En general los procesos de descomposición de los residuos están mediados por la actividad de los microorganismos (Boulter *et al.*, 2000). La importancia de la composición e interacción de las poblaciones microbianas en el suelo es indiscutible. En gran medida, la fertilidad del suelo está controlada por las actividades biogeoquímicas de la microbiota que actúa como abastecedor potencial de nutrientes para las plantas (Sivila de Cary y Angulo, 2006). El humus de lombriz roja californiana posee una riqueza en microbiota muy grande, que permite la producción de enzimas importantes para la evolución de la materia orgánica cuando este material es aplicado al suelo (Ferruzzi, 1986). Entre los principales grupos de la microbiota del humus están las bacterias, los actinomicetos y los hongos.

Las tablas 12 y 13 muestran la composición microbiológica de los humus obtenidos en este estudio. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas para la calidad microbiológica entre los diferentes tratamientos. Los valores obtenidos para los recuentos microbiológicos son inferiores a los reportados por otros autores (Santamaría *et al.*, 2001; Durán y Henríquez, 2007), quizás influenciados por las bajas concentraciones de N, elemento que se considera limitante para la actividad de la

microbiota edáfica (Jenkinson, 1992). Los valores de colonias de bacterias y actinomicetos resultaron ser mayores que los de hongos, posiblemente porque son microorganismos participantes de la nitrificación y amonificación necesaria para la biota del suelo, además la velocidad de reproducción de los hongos es mucho menor a la de las bacterias y actinomicetos.. Es importante tener en cuenta que para algunos autores (Atlas y Bartha, 2002), la mineralización de la materia orgánica se debe principalmente a las poblaciones fúngicas en una relación 3:1 en comparación a las poblaciones bacterianas.

Con respecto a la abundancia de los actinomicetos con respecto a los hongos, dan un indicio de la madurez de los humus obtenidos, ya que como lo indican Pérez *et al.* (2008), los materiales con bajas cantidades de actinomicetos son frescos o no están compostados totalmente. Cabe destacar que algunos autores señalan la capacidad supresora de los actinomicetos contra algunos de los organismos patógenos de los cultivos más comunes (Ryder y Jones, 1993; Hervas *et al.*, 1997, 1998; Lugtenberg y Dekers, 1999; Gopalakrishnan *et al.*, 2010), por lo que la aplicación de estos humus favorecería el control de enfermedades de los cultivos de la zona. Así mismo, Cavender *et al.* (2003) demostraron que las concentraciones de nutrientes en humus de lombriz roja californiana estimula la colonización fúngica; por lo tanto, la calidad química y microbiológica de los humus obtenidos en este estudio se puede considerar como buena desde el punto de vista de su aplicación como enmienda orgánica. Adicionalmente, los valores de pH cercanos a la neutralidad estimulan las poblaciones microbianas, y valores de pH alcalino o ácido influyen negativamente en la calidad biológica de los humus (Corlay *et al.*, 1999).

Tabla 12. Contaje (UFC/ml) de microorganismos aislados en humus de *Eisenia* spp. obtenidos a partir de las tres mezclas de sustratos orgánicos.

Tratamientos	Bacterias totales	Recuento de Pseudomonas	Hongos y levaduras totales	Actinomicetos	Solubilizadores fósforo
T1	1,45x10 ⁵	2,3x10 ⁴	4,23x10 ³	1,90x10 ⁴	1,0x10 ³
T2	1,40x10 ⁵	7,5x10 ⁴	4,65x10 ³	1,10x10 ⁴	9,0x10 ⁴
T3	4,63x10 ⁵	8x10 ³	6,12x10 ⁴	3,55x10 ⁴	1,0x10 ⁵

El P después del N, es el nutrimento más requerido por plantas y microorganismos y además, en el suelo es el factor limitante del desarrollo vegetal a pesar de ser abundante tanto en formas inorgánicas como orgánicas (Alexander, 1980). Es de recalcar que en los tratamientos 2 y 3 los microorganismos solubilizadores de P representan el 62 y 20%, del total de microorganismos presentes, respectivamente, aspecto que aunado a los valores de pH cercanos al neutro favorecen la movilización de este elemento a formas asimilables por las plantas como lo aseguran Gyaneshwar *et al.* (1998) y Fernández *et al.* (2005).

Tabla 13. Caracterización microscópica de las bacterias de humus de lombriz roja californiana a partir de tres sustratos orgánicos.

Tratamientos	Número total de aislados	F. Gram Negativos	F. Gram Positivos
T1	15	10	5
T2	11	8	3
T3	11	6	5

PRUEBAS DE FITOTOXICIDAD

La madurez de un compost o vermicompost se puede establecer mediante bioensayos de germinación con especies sensibles a metabolitos fitotóxicos. Estas sustancias debieran ser metabolizadas o inmovilizadas durante la fase de maduración del material, generando un abono estabilizado biológicamente y con una baja o nula fitotoxicidad (Varnero *et al.*, 2007). Las pruebas de germinación y elongación radicular

se han convertido en un método rápido, sencillo, económico y reproducible para evaluar los efectos de los compuestos fitotóxicos de los abonos orgánicos (Helfrich *et al.*, 1998; Wan *et al.*, 1998). Se empleó el test de Zucconi que integra estas dos variables para generar un índice de germinación (IG), siendo en este momento el test más aceptado para este tipo de ensayos. Se ha sugerido que un $IG \geq 80$ indica la desaparición de sustancias fitotóxicas en los abonos (Zucconi *et al.*, 1981a; Tiquia *et al.*, 1996), en el presente estudio todos los tratamientos presentaron un IG por encima de este valor, lo que indica la ausencia de metabolitos tóxicos (Tabla 14).

La madurez de un abono orgánico en dependencia de la eliminación de fitotoxicidad se ha convertido en un parámetro ampliamente aceptado (Zucconi *et al.*, 1981b; Baca *et al.*, 1990; Tiquia *et al.*, 1996); sin embargo, una baja fitotoxicidad no siempre indica madurez de un material, pues algunos estudios (Tiquia y Tam, 1998) encuentran IG por encima de 80 aun en etapas tempranas de compostaje y vermicompostaje, por lo tanto un estudio completo de las características se hace necesario para determinar la madurez real de un abono orgánico.

La ausencia de fitotoxicidad de los humus en este estudio se asoció con la estabilización de las características físico-químicas y microbiológicas de los abonos; Tiquia y Tam (1998) encuentran una fuerte relación entre el IG y las propiedades químicas, especialmente las concentraciones de metales pesados y compuestos nitrogenados, de los materiales orgánicos seleccionados en la generación de abonos. Así mismo, Marambe y Ando (1992) encontraron una correlación alta y negativa entre el contenido total de ácidos fenólicos en bioabonos de excreta animal y la germinación de semillas, por lo tanto un material inmaduro en sus características físico-químicas inhibe la germinación de semilla y puede causar efectos perjudiciales en los cultivos, si es aplicado de manera prematura. Aun así, la cuantificación de las dos variables implicadas en el IG y su análisis brindan una idea de la potencialidad de los abonos, ya que según otros estudios (Tiquia, 2000; Emino y Warman, 2004; Varnero *et al.*, 2006) es posible encontrar mayores diferencias en el crecimiento relativo de radícula, asociadas a la

presencia de metabolitos fitotóxicos moderados, que no impedirían la germinación de las semillas utilizadas, pero si limitarían el desarrollo de la radícula.

En el contexto anterior, en el presente estudio todos los tratamientos estimularon la elongación radicular aunque T1 presentó solo un 90% de germinación de las semillas inoculadas (tabla 14). Es de resaltar que según el análisis estadístico solo T2 se diferenció (KW=25,58 y $P \leq 0,01$) de los otros tratamientos y control para la elongación radicular. Al comparar con otros estudios (Tiquia y Tam, 1998; Madrid *et al.*, 2000; Tiquia, 2000; Celis *et al.*, 2006; Varnero *et al.*, 2007), los IG de *Lactuca sativa* resultaron superiores, indicando una madurez y estabilización química de todos los tratamientos.

Tabla 14. Resultados del ensayo de fitotoxicidad en humus de lombriz roja californiana.

Tratamientos	PGR	CRR	IG
CONTROL	100	1,421	-
T1	90	1,707	108
T2	100	2,784	195
T3	100	1,762	123

PGR (porcentaje de germinación), CRR (crecimiento relativo de radícula), IG (índice de germinación).

CONCLUSIONES

Los humus de lombriz roja californiana obtenidos a partir de estiércol equino combinados con desechos de vegetales y desechos de cocina se convierten en una alternativa viable, desde el punto de vista económico y ambiental, dada su excelente calidad en características químicas, físicas y microbiológicas; constituyendo enmiendas de primer orden para ser aplicadas en una amplia gama de cultivos de interés económico y paisajístico.

En este estudio se desarrolló con éxito un cultivo de lombriz roja californiana, demostrando la importancia de las lombrices del género *Eisenia* como organismos que ayudan a la transformación de desechos orgánicos, permitiendo su conversión y estabilización en un abono de alta calidad y bajo costo de producción, con las concentraciones suficientes de nutrimentos, características de pH y humedad idóneas, así como el cumplimiento de requisitos legales, pues sus bajas concentraciones de metales pesados, madurez y estabilidad química y biológica no afectarían al ambiente ni los cultivos fertilizados con ellos.

El pH, MO y los contenidos de Ca, Mn, P y N variaron según las etapas de transformación. Además, el material que da origen al humus determinó las concentraciones de Ca, Mn, P y MO.

El proceso de transformación de los sustratos orgánicos a humus propició un descenso en las concentraciones de Cd en el humus obtenido de *Eisenia* spp., destacando la importancia del organismo como biomonitor de metales pesados en el vermicompostaje.

La calidad microbiológica parece no depender del material procesado, por el contrario parece estar relacionada directamente con la acción de las lombrices ya que a pesar de las diferencias en los contenidos de nutrientes y tamaño de grano, este aspecto no varía entre los tratamientos.

RECOMENDACIONES

Realizar estudios que fomenten más la actividad de la lombricultura en la región, pues existe potencialidad desde el punto de vista económico y ambiental generando rubros para la economía y brindando soluciones a la problemática de desechos orgánicos generados en el área.

Caracterizar microbiológicamente cada una de las etapas de biotransformación, para obtener una visión integral de las comunidades microbiológicas durante el proceso.

Implementar un cultivo de lombrices al interior del Núcleo de Sucre de la UDO, ya que están dadas las condiciones de personal para su desarrollo, a los fines de:

- Contribuir con el manejo y tratamiento de los desechos generados en el interior del Núcleo
- Ofrecer una fuente de material biológico para el desarrollo de investigación a estudiantes de pre y postgrado.

BIBLIOGRAFÍA

- Abad, M. 1998. Limitaciones y riesgos del uso agrícola de los residuos orgánicos. En: *Residuos orgánicos. Aprovechamiento agrícola como abono y sustrato*. Orozco, F. y Osorio, W. (eds). Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo, Medellín, Colombia. Págs. 9-19.
- Abril, A. y González, C. 1999. Dinámica de la fertilidad y de las poblaciones microbianas en suelos afectados por incendios en las sierras de Córdoba (Argentina). *Agriscientia*, XVI: 63-70.
- Acosta, Y.; Paolini, J.; Flores, S.; Benzo, Z.; El Zauahre, M.; Toyo, L. y Senior, A. 2003. "Evaluación de metales pesados en tres residuos orgánicos de diferente naturaleza". "Multiciencias [en línea], vol. 3" <http://redalyc.uaemex.mx/redalyc/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=90430107>. ISSN 1317-2255. [23-05-2011].
- Adami, F.; Genevini, P.L. y Tambone, F. 1995. A new index of organic matter stability. *Compost Sci. Util.* 3: 25-37.
- Adami, F.; Genevini, P.L.; Gasperi, F. y Zorzi, G. 1997. Organic matter evolution index (OMEI) as a measure of composting efficiency. *Compost Sci. Util.* 5(2): 53-62.
- Alexander, M. 1980. Transformaciones microbianas del fósforo. En: *Introducción a la microbiología del suelo*. AGT (ed). México. Págs. 355-371.
- Alidadi, H.; Parvaresh, A.; Shahmansouri, M. y Pourmoghadas, H. 2005. Combined compost and vermicompost process in the treatment and bioconversion of sludge. *Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng.* 2(4): 251-254.
- Arnau, E.M. 2005. Bionutrientes orgánicos naturales a partir de carnes rojas de lombrices *Eisenia foetida*. Tesis Doctoral. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Jujuy.
- Atlas, R. y Bartha, R. 2002. *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. 2ª ed. Trad. Español. Addison Wesley, Madrid.
- Baca, M.; Delgado, I.; Sánchez-Raya, A. y Gallardo-Lara, F. 1990. Comparative use of cress seed germination and physiological parameters of *Helianthus annuus* L. to assess compost maturation. *BioI. Wastes*, 33: 251-261.
- Bertsch, F. 1998. *La fertilidad de los suelos y su manejo*. ACCS, Costa Rica.
- Bollo, E. 1999. *Lombricultura, una alternativa de reciclaje*, Lombricultura®. República del Ecuador.

- Boulter, J.; Boland, G. y Trevors, J. 2000. Compost: A study of the development process and end-product potential for suppression of turfgrass disease. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 16: 115-134.
- Castillo, J. 1997. Elaboración de compost en Manizales a partir de residuos orgánicos urbanos. *Lunazul*, 4: 48-53.
- Castillo, A.; Iglesias, M. y Quarín, S. 2000. Caracterización química y física de compost de lombrices elaborados a partir de residuos orgánicos puros y combinados. *Agricultura Técnica*, 60(1): 74-79.
- Castro, A.; Cova, J.; García, D. y Medina, M. 2007. Efecto de la cáscara de huevo en la producción de cápsulas de la lombriz roja (*Eisenia andrei*). *Zootecnia Tropical*, 25(2): 135-142.
- Castro, A.; Henríquez, C. y Bertsch, F. 2009. Capacidad de suministro de N, P y K de cuatro abonos orgánicos. *Agronomía Costarricense*, 33(1): 31-43.
- Cavender, N.; Atiyeh, R. y Michael, K. 2003. Vermicompost stimulates mycorrhizal colonization of roots of *Sorghum bicolor* at the expense of plant growth. *Pedobiología*, 47: 85-89.
- Celis, J.; Sandoval, M.; Zagal, E. y Briones, M. 2006. Efecto de la adición de biosólidos urbanos y de salmonicultura sobre la germinación de semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.) en un suelo patagónico. *J. Soil Sc. Plant. Nutr.* 6(3): 13-25.
- Contreras, F.; Paolini, J. y Rivero, C. 2006. Efecto de la adición de enmiendas orgánicas sobre la cinética de la mineralización del carbono en suelos del municipio Rivas Dávila, estado Mérida, Venezuela. *Rev. Fac. Agron. (Maracay)*, 31: 37-52.
- Corlay, L.; Ferrera-Cerrato, R.; Etchevers J.; Echegaray A. y Santizo A. 1999. Cinética de grupos microbianos en el proceso de producción de composta y vermicomposta. *Agrociencia*, 33: 375-380.
- Costa, F. García, C.; Hernández, T. y Polo, A. 1991. Residuos orgánicos urbanos. *Manejo y utilización*. C.S.I.C. (eds.), Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, Murcia. Págs. 181.
- Chacón, A.G. y Blanco, J.M. 1999. *Manual práctico para la fabricación de abono orgánico utilizando lombrices*. San José, Costa Rica.
- Chapman H. y Parker P. 1973. *Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas*. Trillas. Mexico.

- Chen, Y. e Inbar, Y. 1993. Chemical and Spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting in relation to compost maturity. En: *Science and engineering of composting: Design, environmental microbiological and utilization aspect*. Hoitink, H.A.J. and Keener, H.M. (eds.). Renaissance Publication, Worthington. Págs. 551-600.
- Delgado, M.; Porcel, M.; Miralles, R.; Beltrán, E.; Beringola, L. y Martin, J. 2004. Efecto de la vermicultura en la descomposición de residuos orgánicos. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 20(2): 83-86.
- Durán, L. y Henríquez, C. 2007. Caracterización química, física y microbiológica de vermicompostes producidos a partir de cinco sustratos orgánicos. *Agronomía Costarricense*, 31(1): 41-51.
- Edwards, C.A. y Lofty, J.R. 1972. *Biology of earthworms*. Chapman and Hall, London.
- Edwards, C.A. y Burrows, I. 1988. The potential of earthworms compost as plant growth media. En: *Earthworms in waste and environment management*. Edwards, C.A.; Neuhauser, E. (eds). SPB Academic Press, The Hague, The Netherlands. Págs. 21-32.
- Elvira, C.; Domínguez, J.; Sampedro, L. y Mato, S. 1995. Vermicomposting for the paperpulp industry. *Biocycle*, 36(6): 62-63.
- Elvira, C.; Sampedro, L.; Benitez, E. y Nogales, R. 1998. Vermicomposting of sludges from paper mill and dairy industries with *Eisenia andrei*: A pilot scale study. *Bioresource Tech.* 63: 205-211.
- Emino, E. y Warman, P. 2004. Biological assay for compost quality. *Compost Sci. Util.* 12(4): 342-348.
- Fernández, L.; Zalba, P.; Gomez, A. y Sagardoy, M. 2005. Bacterias solubilizadoras de fosfato inorgánico aisladas de suelos de la región sojera. *CI. Suelo (Argentina)*, 23 (1): 31-37.
- Ferrera-Cerrato, R. y Alarcon, A. 2001. La microbiología del suelo en la agricultura sostenible. *Ciencia Ergo Sum*, 8(2): 175-183.
- Ferruzzi, C. 1986. *Manual de lombricultura*. Mundi-Prensa.
- Garg, V.K.; Chand, S. y Chhillar, A. 2005. Growth and reproduction of *Eisenia foetida* in various animal wastes during vermicomposting. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 3(2): 51-59.

- Ghyasvand, S. Alikhani, H.; Ardalan, M.; Sarvaghebi, G. y Hatami, S. 2008. Effect of Pre-thermocomposting on decrease of cadmium and lead pollution in vermicomposting of Municipal solid waste by *Eisenia fetida*. *American-Eurasian J. Agric. Environ. Sci.* 4(5): 537-540.
- Gichangi, E.; Karanja, N. y Wood, C. 2006. Composting cattle manure from zero grazing system with agro-organic wastes to minimise nitrogen losses in smallholder farms in Kenya. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.* 6: 57-64.
- Girón, C.; Tortolero, J.; Hermoso, D. y González, I. 2001. Efecto de diferentes vegetales en la compostación de cascaras de cacao. *Agronomia Tropical*, 51(4): 549-562.
- Gopalakrishnan, S.; Pande, S.; Sharma, M.; Humayun, P.; Keerthi Kiran B.; Sandeep, D.; Sree Vidya, M.; Deepthi, K. y Rupela, O. 2010. Evaluation of Actinomycetes isolated from herbal vermicompost for biological control of Fusarium wilt of chickpea. *Phytopathol Mediterr.* 51: 180-191.
- Groenestein, C. y Van Faassen, H. 1996. Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *J. Agric. Eng. Res.* 65: 269-274.
- Gutiérrez, E.; Juárez, A. Mondragón, J. y Rojas, L. 2007. Dinámica poblacional de la lombriz *Eisenia foetida* en estiércol composteado y fresco de bovino y ovino, *REDVET*, 8(7): 253-257.
- Gyaneshwar, P.; Naresh, K. y Parekh, L. 1998. Effect of buffering on the phosphate-solubilizing ability of microorganisms. *World J. Microbiol. Biotech.* 14: 669-673.
- Harstenstin, R. 1981. Production of earthworms as a potentially economical source of protein. *Biotech. Bioeng.* 23(8): 1797-1811.
- Hartenstein, R. 1986. Earthworm biotechnology and global biogeochemistry. En: *Advances in Ecological Research*. Academic Press, London. Págs. 379-409.
- Helfrich, P.; Chefetz, B.; Hadar, Y.; Chen, Y. y Schnabl, H. 1998. A novel method for determining phytotoxicity in composts. *Compost Sci. Util.* 6(3): 6-13.
- Hernández, J.; Contreras, C.; Palma, R.; Saría, J. y Pietrosevoli, S. 2002. Efecto de los restos de la palma aceitera sobre el desarrollo y reproducción de la lombriz roja (*Eisenia spp.*). *Rev. Fac. Agro. LUZ*, 19(4): 304-311.
- Hernández, J.; Mavarez, L.; Romero, E.; Ruíz, J. y Contreras, C. 2003. Altura del cantero en el comportamiento de la lombriz roja (*Eisenia spp.*); bajo condiciones cálidas. *Revista Facultad de Agronomía*, 20(3): 320-327.

- Hernández, J.; Contreras, C.; Palma, R.; Faria, A. y Pietrosem, S. 2005. Efecto de los restos de la industrialización de la palma aceitera sobre las etapas de crecimiento y reproducción de la lombriz roja (*Eisenia andrei*). *Revista Facultad de Agronomía*, 23(3): 304-311.
- Hernández, J.; Pietrosemoli, S.; Faría, A.; Canelón, R.; Palma, R. y Martínez, J. 2006. Frecuencia de riego en el crecimiento de la lombriz (*Eisenia* spp) y caracterización química del vermicompost. *Revista UDO Agrícola*, 6(1): 20-26.
- Hervas, A.; Landa, B. y Jimenez-Diaz, R. 1997. Influence of chickpea genotype and *Bacillus* spp. on protection from *Fusarium* wilt by seed treatment with non-pathogenic *Fusarium oxysporum*. *Eur. J. Plant Pathol*, 103: 631-42.
- Hervas, A.; Landa, B.; Datnoff, L. y Jimenez-Diaz, R. 1998. Effects of commercial and indigenous microorganisms on *Fusarium* wilt development in chickpea. *Biol. Control*, 13: 166-76.
- Hodge, A.; Stewart, J.; Robinson, D.; Griffiths, B.S. y Fitter, A.H. 2000. Plant N capture and microfaunal dynamics from decomposing grass and earthworm residues in soil. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1763-1772.
- Jégou, D.; Daniel Cluzeau, D.; Hallaire, V.; Balesdent, J. y Tréhen, P. 2000. Burrowing activity of the earthworms *Lumbricus terrestris* and *Aporrectodea giardi* and consequences on C transfers in soil. *Eur. J. Soil Biol.* 36: 27-34.
- Jenkinson, D.S. 1992. La materia orgánica del suelo: evolución. En: *Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas*. WILD, A. (ed). Madrid : Mundi-Prensa.
- Kumar, S.; Vishal, B.; Bhattacharyya, J. y Chakrabarti, T. 2008. Effect of heavy metals on earthworm activities during vermicomposting of municipal solid waste. *Water Environment Research*, 80(2): 154-161.
- Lapinski, S. Y M. Rosciszewska. 2008. The impact of cadmium and mercury contamination on reproduction and body mass of earthworms. *Plant Soil Environ.* 54(2): 61-65.
- Larco, E. 2004. Desarrollo y evaluación de lixiviados de compost y lombricompost para el manejo de sigatoka negra (*Mycosphaerella fijiensis morelet*), en plátano. Trabajo de postgrado. Programa de educación para el desarrollo y la conservación, Centro agronómico tropical de investigación y enseñanza CATIE.
- Lee, K. 1992. Some trends opportunities in earthworm research or Darwin's children. The future of our discipline. *Soil Biol. Biochem.* 38: 235-246.

- LeBlanc, H.; Cerrato, M.; Miranda, A. y Valle, G. 2007. Determinación de la calidad de abonos orgánicos a través de bioensayos. *Tierra Tropical*, 3: 97-107.
- León, S.; Villalobos, G.; Fraile, J. y Gonzáles, N. 1992. Cultivo de lombrices (*Eisenia foetida*) utilizando compost y excretas animales. *Agronomía Costarricense*, 16(1): 23-28.
- López, J. 2000. Transformación de Desechos Orgánicos Contaminantes por la Lombriz de Tierra *Eisenia foetida* Savigni y Caracterización de su Humus. Tesis de Maestría. Departamento de Suelos, Universidad Veracruzana, México.
- López-Jiménez, M.; Hernández, M. y Elorza, P. 2003. Evaluación de la densidad de la población de la lombriz compostera (*Eisenia andrei* Savigni). *Revista UDO Agrícola*, 3(1): 12-16.
- Lugtenberg, B. y Dekkers, L. 1999. What makes *Pseudomonas* bacteria rhizosphere competent? *Environ. Microbiol.* 1(1): 9-13.
- Madrid, C.; Quevedo, V. y Andrade, E. 2000. Estudio de la biotransformación aeróbica de los desechos lignocelulósicos pergamino de café (*Coffea arabica* L.) y tallos de pasto guinea (*Panicum maximum*). *Revista Facultad de Agronomía LUZ*, 17: 505-517.
- Marambe, B. y Ando, T. 1992. Phenolic acids as potential seed germination inhibitors in animal waste composts. *Soil. Sci. Plant. Nut.* 38(4): 727-733.
- Martínez, C. 1996. Potencial de la lombricultura: elementos básicos para su desarrollo. A. Carballo; S. Bravo. Texcoco, M.X. Págs. 140.
- Matusevičiūtė, A. y Eitminavičiūtė, I. 2005. Effects of different cadmium concentrations on survival, reproduction and adaptation of *Eisenia fetida californica*. *Acta Zoológica Lituanica*. 15(4): 361-369.
- McInerney, M. y Bolger, T. 2000. Decomposition of *Quercus petraea* litter: influence of burial, comminution and earthworms. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1989-2000.
- Melgarejo, R.; Ballesteros, M. y Bendeck, M. 1997. Evaluación de algunos parámetros fisicoquímicos y nutricionales en humus de lombriz y compost derivados de diferentes sustratos. *Revista Colombiana de Química*, 26(2):11-19.
- Montaño-Mata, N. y Simosa, J. 2002. Efecto de combinaciones de humus de lombriz roja (*Eisenia fetida* L.) y fertilizante químico en el rendimiento de tres cultivares de pimentón (*Capsicum annum* L.). *Revista Científica UDO Agrícola*, 2(1): 79-83.

- Moreno, A.; Valdes, M. y Zarate, T. 2005. Desarrollo de tomate en sustratos de vermicompost/arena bajo condiciones de invernadero. *Agricultura Técnica*, 65(1): 26-34.
- Mulet del Pozo, Y.; Díaz, M. y Vilches, E. 2008. Determinación de algunas propiedades físico-mecánicas, químicas y biológicas del humus de lombriz en condiciones de la vaquería de la finca guayabal, San José de las Lajas, La Habana, Cuba. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 17(1): 27-30.
- Ndegwa, P. y Thompson, S. 2001. Effects of C to N ratio on vermicomposting of biosolids. *Bioresource and Technology*, 75: 5-12.
- Nogales, R. Elvira, C.; Benítez, E. y Gómez, M. 1995. Uso agrícola de compost y vermicompost de basuras urbanas (I): procesos, madurez y calidad de los productos. *Residuos*, 26: 53-57.
- Pereira, J. y Stentiford, E. 1992. A low cost controlled windrow system. *Acta Horticulturae*, 302: 141-152.
- Pérez, A.; Cespedes, C. y Nuñez, P. 2008. Caracterización física-química y biológica de enmiendas orgánicas aplicadas en la producción de cultivos en República Dominicana. *J. Soil Sc. Plant Nutr.* 8(4): 10-29.
- Quintero-Lizaola, R.; Ferrera-Cerrato, R.; Etchevers-Barra, J.D.; García-Calderón, N.E.; Rodríguez-Kabana, R.; Alcántar-González, G. y Aguilar-Santelises, A. 2003. Enzimas que participan en el proceso de vermicompostaje. *Terra*, 21(1): 73-80.
- Ribo, M. 2004. Balance de macronutrientes y materia orgánica en el suelo de agrosistemas hortícolas con manejo integrado y ecológico. Tesis Doctoral. Universitat de Valencia. Valencia, España.
- Rivero, C. y Carracedo, C. 1999. Efecto del uso de gallinaza sobre algunos parámetros de fertilidad química de dos suelos de pH contrastante. *Revista Facultad de Agronomía UCV*, 25: 83-93.
- Romero-Lima, M.; Trinidad-Santos, A. y Garcia-Espinosa, R. 2000. Producción de papa y biomasa microbiana en suelos con abonos orgánicos y minerales. *Revista Agrociencia*, 34(3): 261-269.
- Rossi, S.; Rollan, A.; y Bachmeier, A. 2006. Biodisponibilidad de fósforo en un suelo del sur de Santa Fe (Argentina). Efectos de dos fuentes fosforadas y sus mezclas con urea. *Agriscientia*, 23(2): 91-97.

- Ryder, M. y Jones, D. 1993. Biological control of crown gall. In: *Biological control of soil-borne plant pathogens*. Hornby, D. (ed). CAB international, UK. Págs. 45-63.
- Rynk, R.; Van de Kamp, M.; Wilson, G.; Singley, M.; Richard, J.; Kolega, J.; Gouin, F.; Laliberty, L.; Kay, D.; Murphy, D.; Hoitink, H. y Brinton, W. 1988. "On Farm Composting Handbook". En: *Northeast Regional Agricultural Engineering Service*. Rynk, R. (ed). Cooperative extension Ithaca, New York.
- Salas, E. y Ramírez, C. 2001. Bioensayo microbiano para estimar los nutrientes disponibles en los abonos orgánicos: calibración en el campo. *Agronomía Costarricense*, 25(2): 11-23.
- Sánchez de Pinto, M.; Albanesi, A.; Palazzi, V.; Trejo, J. y Polo, A. 2006. Compostaje y lombricompostaje de residuos frutihortícolas. *Rev. Industria Bebible*, 9: 40-46.
- Santamaría, S. 1999. Escalamiento de los procesos de composteo y vermicomposteo: aspectos biológicos y nutrimentales. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas. Montecillo, Estado de México.
- Santamaría, S.; Ferrera-Cerrato, R.; Almaraz, J.; Galvis, A. y Barois, I. 2001. Dinámica y relaciones de microorganismos, C-orgánico y N-total durante el composteo y vermicomposteo. *Agrociencia*, 35(4): 377-384.
- Santamaría, S. y Ferrera-Cerrato, R. 2002. Dinámica poblacional de *Eisenia andrei* (Bouche 1972) en diferentes residuos orgánicos. *Terra*, 20: 303-310.
- Schuldt, M.; Rumi, A. y Gutierrez, D. 2005a. Determinación de "edades" (clases) en poblaciones de *Eisenia fetida* (Annelida: Lumbricidae) y sus implicancias reprobriológicas. *Revista del Museo de La Plata, Zoología*, 17(170): 1-10.
- Schuldt, M.; Rumi, A.; Gutierrez, D.; Caloni, N.; Bodnar, J.; Revora, N.; Tasso, V.; Valenti, M.; Varela, J. y De Belaustegui, H. 2005b. Culture of *Eisenia fetida* (Annelida, Lumbricidae) on puffed rice scrap in outdoors and laboratory conditions. *Ecologia Austral*, 15: 217-227.
- Schuldt, M.; Christiansen, R.; Scatturice, L. y Mayo, J. 2007. Lombricultura, desarrollo y adaptación a diferentes condiciones de temperatura. *Revista electrónica REDVET*, 8.
- Shahmansouri, M.R.; Pourmoghadam, H.; Parvaresh, A. y Alidadi, H. 2005. Heavy metals bioaccumulation by Iranian and Australian earthworms (*Eisenia fetida*) in the sewage sludge vermicomposting. *Iranian J. Env. Health Sci. Eng.* 2(1): 28-32.

- Singh, N.; Khare, A.; Bhargava, D. y Bhattacharya, S. 2005. Effect of initial substrate pH on vermicomposting using *Perionyx excavatus* (Perrier, 1872). *Applied ecology and environmental research*, 4(1): 85-97.
- Sivila de Cary, R. y Angulo, W. 2006. Efecto del descanso agrícola sobre la microbiota del suelo (Patarani - Altiplano Central boliviano). *Ecología en Bolivia*, 41(3): 103-115.
- Sokal, R.R. y Rohlf, F. 1979. Biometria. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Blume, H. (ed). Barcelona. Págs. 823.
- Suthar, S. 2007. Vermicomposting potential of *Perionyx sansibaricus* (Perrier) in different waste materials. *Bioresource Tech.* 98: 1231-1237.
- Suthar, S. y Singh, S. 2008. Vermicomposting of domestic waste by using two epigeic earthworms (*Perionyx excavatus* and *Perionyx sansibaricus*). *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 5(1): 99-106.
- Stürzenbaum, S.; Winters, C.; Galay, M.; Morgan, J. y Kille, P. 2001. Metal ion trafficking in earthworm. Identification of cadmium specific metallothionein. *J. Biol. Chem.* 276(36): 34013-34018.
- Stürzenbaum, S.; George, V.; Morgan, J. y Kille, P. 2004. Cadmium detoxification in earthworm: from genes to cells. *Environ. Sc. Technol.* 38: 6283-6289.
- Tam, N.; Tiquia, S. y Vrijmoed L. 1996. Nutrient transformation of pig manure under pig-on-litter system. De Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B.; Papi, T. (eds). London, UK: Chapman and Hall. Págs. 96-105.
- Thelosen, J.; Heitlager, B. y Voermans, J. 1993. Nitrogen balances of two deep litter systems for finishing pigs. En: *Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences*. Verstegen, M.W.A.; den Hartog, L.A.; van Kempen, G.J.M. and Metz, J.H.M. (eds). Wageningen, The Netherlands: EAAP Publication No. 69. Págs. 318-323.
- Tiquia, S.M.; Tam, N. y Hodgkiss, I. 1996. Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter at different moisture contents. *Biores. Technol.* 55: 201-206.
- Tiquia, S. y Tam, N. 1998. Composting of pig manure in Hong Kong. *BioCycle*, 39(2): 78-79.
- Tiquia, S. y Tam, N. 1998. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. *Biores. Technol.* 65: 43-49.

- Tiquia, S.M. 2000. Evaluating phytotoxicity of pig manure from the pig on litter system. En: *Proceedings of the International Composting Symposium*. CBA Press Inc. Truro, N.S. Warman, P.R. and Taylor, B.R. (eds.). Págs. 625-647.
- Tiquia, S.M.; Richard, T. y Honeyman, M. 2002. Carbon, nutrient, and mass loss during composting. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 62: 15-24.
- Toccalino, P.A.; Agüero, M.; Serebrinsky, C. y Roux, J. 2004. Comportamiento reproductivo de lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*) según estación del año y tipo de alimentación. *Rev. Vet.* 15(2): 65-69.
- Tomati, U.; Grappeli, A. y Galli, E. 1987. The presence of growth regulators in earthwormworked wastes. In: *On Earthworm*. Pagliai, A.M.B. and Omodeo, P. (eds.) Págs. 423-435.
- Uribe, J.; Esrtada, M.; Cordoba, S.; Hernández, L. y Bedoya, D. 2001. Evaluación de los Microorganismos eficaces (E.M) en producción de abono orgánico a partir del estiércol de aves de jaula. *Rev. Col. Cienc. Pec.* 14(2): 164-172.
- Vandevivere P. y Ramírez, C. 1995. Microorganismos y nutrimentos en abonos orgánicos: Bioensayo microbiano para determinar los nutrimentos disponibles en abonos orgánicos. *Boletín Técnico de la Estación Experimental Fabio Baudrit M.* 28(2):90-96.
- Valderrama, J.C. 1991. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 109-122.
- Varnero, M.; Orellana, R.; Rojas, C. y Santibañes, C. 2006. Evaluación de especies sensibles a metabolitos fitotóxicos mediante bioensayos de germinación. En: *El Medioambiente en Iberoamérica: Visión desde la Física y la Química en los albores del Siglo XXI*. Juan, F. (ed). Gallardo Lancho. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Badajoz, España. Tomo III, Págs. 363-369.
- Varnero, M.; Rojas, C. y Orellana, R. 2007. Índice de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el composteo. *J. Soil Sci. Nutr.* 7(1): 28-37.
- Wan, I.; Tiquia, S. y Tam, N. 1998. Elimination of phytotoxicity in mixture of chicken and green manure by windrow composting. International Conference on Environmental Contamination, Toxicology and Health, Hong Kong.
- Werner, M. y Cuevas, J. 1996. Vermiculture in Cuba. *BioCycle*, 37(6):57-59.

- Yáñez, J. 2002. Nutrición y regulación del crecimiento en hortalizas y frutales. Tesis de Postgrado. Tecnología, Comercio y Servicios Agrícolas Mundiales Saltillo, Coahuila.
- Zhang, B.G.; Li, G.T.; Shen, T.S.; Wang, J.K. y Sun, Z. 2000. Changes in microbial biomass C, N, and P and enzyme activities in soil incubated with the earthworms *Metaphire guillelmi* or *Eisenia fetida*. *Soil Biol. Biochem.* 32: 2055-2062.
- Zucconi, F.; Forte, M.; Mónaco, A. y De Bertoldi, M. 1981a. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 22: 54-57.
- Zucconi, F.; Forte, M.; Mónaco, A y De Bertoldi, M. 1981b. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle*, 22: 27-29.
- Zucconi, F. y De Bertoldi, M. 1987a. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: *Compost production, quality and use*. Elsevier Applied Sc. Publisher. Págs. 30-50.
- Zucconi, F. y De Bertoldi, M. 1987b. Specifications for solid waste compost. *Biocycle*. 26:56-61.

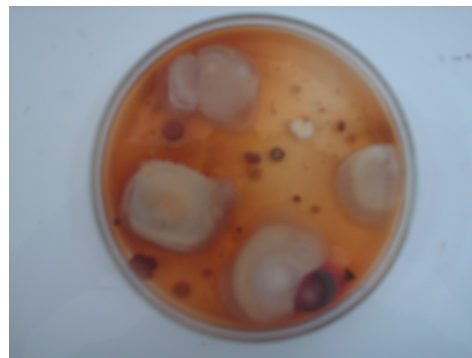
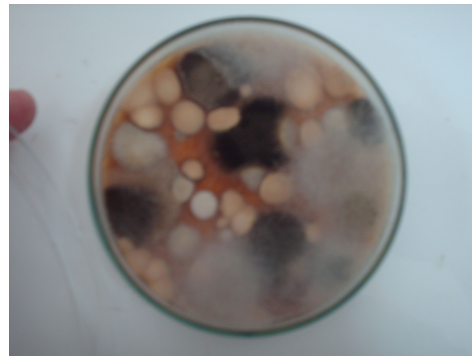
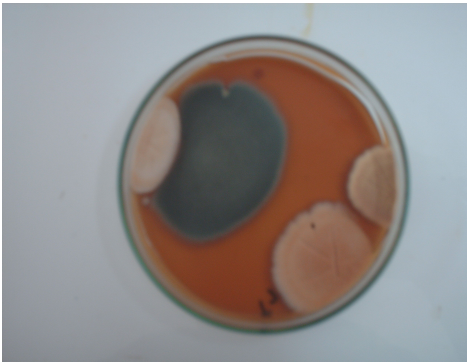
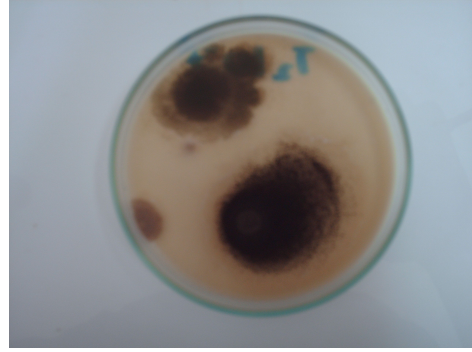
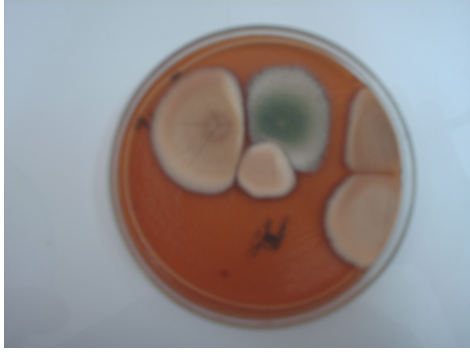
APENDICE A

Prueba 50 L.

Tiene como finalidad determinar si un sustrato es apto para servir como alimento en los canteros de cría de lombrices. Se caracteriza por su sencillez, efectividad y bajo costo. Consta de los siguientes pasos:

1. El material seleccionado como sustrato de cría de las lombrices se coloca en recipientes plásticos en cantidades de 1 a 2 Kg.
2. Se seleccionan 50 lombrices de diferentes edades, que son colocadas en la parte superior del material orgánico a probar. Si las lombrices no se introducen luego de 10 minutos en el material, este no está apto y debe seguirse con su proceso de acondicionamiento. Si las lombrices se introducen inmediatamente en el sustrato, debe esperarse de 24 a 48 h y contar el número de lombrices que permanecen en el interior del recipiente. Si este número es inferior al 50% el material todavía debe descartarse, pero si el número de lombrices que sobreviven supera el 50% el material se considera como apto para la lombricultura.

ANEXO A



Medios de cultivos microbiológicos inoculados con extractos de humus de lombriz roja californiana.

ANEXO B

- a. Obtención de extractos de humus de lombriz roja californiana para ensayos de fitotoxicidad



- b. Extractos de humus de lombriz roja californiana



- c. Semillas germinadas de lechuga (*Lactuca sativa*)

Hoja de Metadatos

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso

Título	EVALUACION DE LA CALIDAD DEL HUMUS PRODUCIDO POR <i>Eisenia</i> spp. A PARTIR DE TRES SUSTRATOS ORGÁNICOS. UTILIDAD EN AGRICULTURA Y ECOTOXICOLOGÍA
Subtítulo	

Autor(es)

Apellidos y Nombres	Código CVLAC/e-mail	
Polo Hernández, Aldo Michael	CVLAC	Pasaporte N° 15.440.279
	e-mail	apolo_31@yahoo.com
	e-mail	apolo_biologo@hotmail.com

Palabras o frases claves:

<i>Eisenia</i> , humus de lombriz roja californiana, desechos orgánicos.
--

Líneas y sublíneas de investigación:

Área	Subárea
Biología Aplicada	Lombricultura
	Producción de abonos

Resumen (abstract):

Se evaluó la calidad del humus producido por la lombriz roja californiana *Eisenia* spp. a partir de tres mezclas de sustratos orgánicos, mediante la caracterización de los cambios

físico-químicos y microbiológicos durante las etapas de compostaje y vermicompostaje. Se utilizó un diseño de bloques al azar con tres tratamientos y cuatro réplicas. Los sustratos se prepararon con estiércol equino mezclado con desechos de vegetales y cocina en las siguientes proporciones: 60% estiércol + 40% desechos de cocina (T1), 60% estiércol + 20% desechos de cocina + 20% desechos de vegetales (T2) y 60% estiércol + 40% desechos de vegetales (T3). Las variables objeto de estudio fueron, pH, materia orgánica, contenido de nutrientes (N, P, Mn, Ca), metales pesados (Cd, Cu, Hg y Pb) cuantificadas en todas las etapas del proceso y, para el caso de los humus se estudió además granulometría, calidad microbiológica (expresada en densidad y tipos de microorganismos) y madurez del abono por medio de pruebas de fitotoxicidad. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas tanto para los tratamientos como para cada una de las etapas de maduración de los abonos. Los valores de pH en las diferentes etapas del vermicompostaje para los tres tratamientos oscilaron entre 7,4 y 8,1. En los tres tratamientos, P y N fueron los elementos encontrados en mayor concentración en sustratos, compost y humus. Se registraron cambios significativos en los contenidos de metales pesados en las distintas etapas del proceso, particularmente del Cd, encontrándose en todos los humus valores de Hg, Pb, Cu y Cd por debajo de los límites establecidos por la legislación ambiental. En relación a los análisis microbiológicos, en los humus obtenidos predominaron las bacterias para todos los tratamientos. Los humus producidos por *Eisenia* spp. a partir de los tres sustratos probados presentaron valores de pH y temperatura apropiados, elevados contenidos de macro y micronutrientes, abundancia y variedad de microorganismos, niveles mínimos de metales pesados, así como un grado de madurez óptimo (demostrado por el ensayo de fitotoxicidad), lo cual los convierten en una alternativa económica y ambientalmente sustentable para la fertilización de cultivos y plantas ornamentales.

Contribuidores:

Apellidos y Nombres	ROL/Código CVLAC/e-mail
Leida Marcano	ROL _____

		CA <input type="checkbox"/> AS <input type="checkbox"/> TU <input checked="" type="checkbox"/> JU <input type="checkbox"/>
	CVLAC	8219437
	e-mail	Leimar0501@gmail.com
José Imery Buiza	ROL	CA <input type="checkbox"/> AS <input type="checkbox"/> TU <input type="checkbox"/> JU <input checked="" type="checkbox"/>
	CVLAC	8650956
	e-mail	jimeryb@cantv.net
Oscar Crescente	ROL	CA <input type="checkbox"/> AS <input type="checkbox"/> TU <input type="checkbox"/> JU <input checked="" type="checkbox"/>
	CVLAC	2740590
	e-mail	ocrescente@yahoo.com

Fecha de discusión y aprobación:

Año	Mes	Día
2011	8	11

Lenguaje: Español

Archivo(s):

Nombre de archivo	Tipo MIME
TESIS_AMPH.doc	Application/Word

Alcance:

Espacial: _____ (Opcional)

Temporal: _____ (Opcional)


Título o Grado asociado con el trabajo: Magister Scientiarum en Biología Aplicada, Mención Botánica Aplicada.

Nivel Asociado con el Trabajo: Maestría.

Área de Estudio: Biología Aplicada, Botánica Aplicada.

Institución(es) que garantiza(n) el Título o grado: Universidad de Oriente (Núcleo Sucre), Postgrado en Biología Aplicada.

Derechos: Yo Aldo Michael Polo Hernández portador del Pasaporte N° 15.440.279 autor del Trabajo de Grado intitulado "Evaluación de la calidad del humus producido por *Eisenia* spp. a partir de tres sustratos orgánicos. Utilidad en agricultura y ecotoxicología", autorizo la publicación del título y resumen de este trabajo.



M.Sc. Leida Marciano
TUTORA

Dr. José Imery
JURADO 1

Dr. Oscar Crescente
JURADO 2

POR LA SUBCOMISIÓN DE TESIS:

Dra. Mariolga Berrizbeitia de Morgado