

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

INSTITUTO DE INGENIERÍA

MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA



“Evaluación de la biomasa y mineralización del Carbono y Nitrógeno durante el proceso de vermicomposteo utilizando residuo animal y lodo residual”

TESIS

**PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS**

PRESENTA

MARLING LETICIA TÉLLEZ LÓPEZ

DIRECTOR

M. en E. Pedro del Aguila Juárez

COORDIRECTOR

Dr. Jorge Alberto Lugo de la Fuente

Mexicali, B. C.

Noviembre 2011

AGRADECIMIENTOS

Primero que todo quiero agradecer a Dios por darme la oportunidad de haber llegado hasta aquí, y haberme levantado cuando sentí que todo se desvanecía, gracias Dios.

También quiero agradecer a mi esposo por su paciencia, apoyo y comprensión durante este proyecto, así como el motivo más grande de mi superación personal y profesional a MI HIJO que es mi aliento a seguir adelante y que en mis momentos de flaqueza el me ayuda a levantarme y me enseña a que siempre hay que luchar por lo que queremos y nos proponemos no hay mejor ejemplo que el de un hijo. LOS AMO.

A mis padres (Mamá, Papá) por haberme dado el mejor regalo LA VIDA y la mejor herencia MIS ESTUDIOS. GRACIAS POR ESTO Y POR MÁS, la vida no me alcanzaría para agradecerles todo lo que hacen por mí.

A otra persona que también forma parte de mi familia y que ah sido más que una pareja de mi mamá ah sido un padre porque me ah orientado y guiado y me jala las orejas cuando lo merezco Gracias por sus enseñanzas.

A Hilda por estar junto a mi padre y apoyarlo cuando más lo necesitaba y bueno también por haber tenido a esos dos angelitos que iluminaron más nuestras vidas.

De igual forma quiero agradecer a mis hermanos (Said, Kike, Carlos, Angel, Yoshua y Laila) por ser parte de esta gran familia que tengo y que siempre han estado conmigo aunque sea lejos pero bueno, ahí estamos y sé que siempre lo estaremos. LOS QUIERO MUCHO.

A Lola, Esteban, Ibeth, Anelly, Panchito, Masita, René y Karla por su apoyo incondicional y por cuidar al ser que más amo en la vida a mi hijo. Así como a todos mis tíos, tías y primos que formaron parte fundamental en esta meta.

Y finalmente quiero agradecer a bueno más que mis revisores MIS AMIGOS que sin ellos este proyecto no hubiera concluido y que siempre estuvieron ahí cuando más los necesite y también me dieron mi buen jalón de orejas al Dr. Jorge Lugo, a la Dra. Rocío Vaca y al Dr. Pedro del Águila; de igual forma a Dolores Delgadillo que fue mi angelito guardián en Mexicali así como a la Dra. Sara Ojeda y a la Dra. Concepción por su apoyo para la culminación de este proyecto.

ÍNDICE GENERAL

TEMA	Página
1. Introducción -----	1
2. Antecedentes	
2.1. Lodos Residuales (LR) y su obtención -----	2
2.2. Lodos Residuales (LR) y su aplicación agrícola -----	3
2.3. Biología de la lombriz <i>Eisenia fetida</i> -----	4
2.4. La lombriz de tierra y el vermicompostaje -----	6
2.5. Residuos sólidos orgánicos empleados en el vermicompostaje -----	8
2.6. Parámetros físicos en el vermicompostaje -----	10
2.7. Parámetros químicos presentes durante el vermicompostaje -----	12
2.8. Parámetros Bioquímicos -----	13
2.8.1. Respiración y Mineralización del C -----	16
2.8.2. Biomasa Microbiana (BM) -----	16
2.8.3. Nitrógeno -----	17
2.8.4. Mineralización del N -----	18
3. Objetivos	
3.1. Objetivo General -----	20
3.2. Objetivos Específicos -----	20
4. Materiales y Métodos	
4.1. Muestreo	
4.1.1. Muestreo del Suelo Agrícola (SA) -----	21
4.1.2. Muestreo del Abono Orgánico (AO ó AC) -----	21
4.1.3. Muestreo del Lodo Residual (LR) -----	22
4.1.4. Selección de la Lombriz -----	22
4.2. Diseño del Experimento -----	22
4.3. Análisis de Laboratorio -----	23
4.4. Respiración -----	23
4.5. Determinación de la Biomasa Microbiana (BM) -----	24
4.6. Análisis Estadístico -----	25
5. Resultados y Discusión	
5.1. Propiedades físicas y químicas del suelo agrícola (SA), Abono Orgánico (AO) y Lodo Residual (LR) -----	26
5.2. Análisis físicos y químicos de la vermicomposta -----	27
5.2.1. Relación C/N -----	29
5.3. Respiración -----	31
5.4. Cinética de Mineralización del C -----	34
5.5. Biomasa Microbiana (BM) -----	38
5.6. Nitrógeno y Mineralización del N -----	40
6. Conclusiones -----	43
7. Recomendaciones -----	44
8. Referencias -----	45
9. Anexos -----	54

ÍNDICE DE GRÁFICAS

	Página
Gráfica 1. Evolución del CO ₂ de la respiración en vermicomposta (S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en Mg ha ⁻¹)) a) 15 días, b) 30 días, c) 45 días y d) 60 días. -----	33
Gráfica 2. Cinética de mineralización del C a los 15 días en los diferentes tratamientos (S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en Mg ha ⁻¹)).-----	36
Gráfica 3. Cinética de mineralización del C a los 30 días de los diferentes tratamientos. (S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en Mg ha ⁻¹)). -----	36
Gráfica 4. Cinética de mineralización del C a los 45 días de los diferentes tratamientos. (S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en Mg ha ⁻¹)).-----	37
Gráfica 5. Cinética de mineralización del C a los 60 días de los diferentes tratamientos. (S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en Mg ha ⁻¹)) -----	37

ÍNDICE DE CUADROS

	Página
Cuadro 1. Clasificación de los residuos orgánicos que se pueden utilizar en el vermicompostaje (CONAMA, 2003; modificado por Téllez (2010)) -----	9
Cuadro 2. Componentes de los tratamientos -----	23
Cuadro 3. Valores de pH, MO, CE y N total del SA, AO y LR -----	26
Cuadro 4. Contenido de pH, MO y CE de la vermicomposta a diferentes tiempos -----	28
Cuadro 5. Valores de la relación C/N durante el vermicompostaje -----	30
Cuadro 6. Valores del flujo de C, del C asociado a la BM y su relación con el C total del Suelo -----	39
Cuadro 7. Nitrógeno al inicio y final del proceso de mineralización del N (día 1 y 31 días De incubación) para los diferentes días y tratamientos -----	42

ÍNDICE DE ANEXOS

	Página
Cuadro 1. Clasificación del Suelo en cuanto a su valor de pH -----	53
Cuadro 2. Clasificación del Suelo en cuanto a su concentración de MO en los suelos minerales y volcánicos -----	53
Cuadro 3. Interpretación de los resultados de los análisis de nitrógeno total-----	53
Cuadro 4. Interpretación de conductividad eléctrica -----	53
Figura 3. Interpretación de los resultados de los análisis de textura en el suelo (USDA, Porta <i>et al.</i> , 1999) -----	54

RESUMEN

La generación de residuos sólidos en la actualidad es un problema para el ambiente y la sociedad; el reciclarlos es una alternativa para su disposición. El composteo de los residuos orgánicos permite obtener un producto estable que puede ser aprovechado por el suelo y servir como fertilizante para las plantas (Mathur *et al.*, 1993).

El beneficio del uso de abonos orgánicos está relacionado con el mejoramiento de los suelos al adicionar nutrimentos disponibles fácilmente para los cultivos. La elaboración de vermicomposta ha resultado ser una alternativa para el beneficio del ambiente y para la producción de fertilizantes biológicamente activos, cuyo objetivo primordial de la vermicomposta es reducir los residuos orgánicos para atender la contaminación.

La actividad respiratoria seguida del proceso de mineralización y la biomasa microbiana, juegan un papel importante para definir los índices de calidad de la materia orgánica (MO), que está presente en la dieta de la lombriz de tierra que elabora vermicomposta que es un producto de valor agregado que sirve como mejorador de suelo. Este estudio pretende evaluar el efecto de la dosis de lodo residual durante el proceso de vermicomposteo, con la finalidad de seleccionar la dosis más adecuada, mediante la actividad respiratoria y el grado de mineralización del N y el contenido de biomasa microbiana.

El muestreo del suelo se realizó en las inmediaciones de la Facultad de Ciencias (Campus El Cerrillo) de la Universidad Autónoma del Estado de México, ubicada en la carretera Toluca-Ixtlahuaca Km. 14.7 camino a Tlachaloya (INEGI, 1999). Se consideró un diseño aleatorio, se emplearon cuatro tratamientos (0, 10, 20 y 40 t/ha LR (lodo residual)) con 3 repeticiones y se colocaron en recipientes de plástico (40 X 30 X 15 cm). A cada tratamiento se le tomaron cuatro muestras de vermicomposta a los 15 (t_{15}), 30 (t_{30}), 45 (t_{45}) y 60 días (t_{60}) para conocer las diferencias de la actividad respiratoria antes de llegar a la estabilización. Se realizaron análisis de pH, MO, conductividad eléctrica, N y se midieron las propiedades bioquímicas como respiración, biomasa microbiana y cinética de mineralización del C y N. Se realizó el análisis estadístico (MANOVA y Tuckey) de las variables involucradas y se utilizó un modelo de regresión lineal para caracterizar la cinética de mineralización de C y N con ayuda del paquete estadístico Statgraphics Plus 5.0. Se encontraron diferencias

en pH, MO y CE durante el proceso de vermicompostaje. La actividad respiratoria y cinética de mineralización medida en SLAC20 determinó que dosis de vermicomposta es la adecuada porque presentó mayor estabilidad en sus propiedades químicas y puede recomendar como mejorador de suelo.

La mineralización del N en sus diferentes formas se favoreció mediante la vermicomposta y esto hace que sea una fuente de nitrógeno útil para el suelo y planta. La biomasa microbiana, la respiración y la mineralización del nitrógeno, fueron mayores en los tratamientos con LR con respecto al testigo.

Palabras clave: biomasa, respiración, mineralización C y N, *Eisenia fetida*,

1. INTRODUCCIÓN

En las ciencias ambientales es de sumo interés resolver los problemas que generan los residuos orgánicos. Dentro de estos se incluyen a los lodos residuales (LR) de origen municipal que se generan en grandes cantidades en las plantas tratadoras de aguas residuales, por lo que es importante disponerlos sin contaminar el ambiente.

Se tiene conocimiento de que estos biosólidos se confinan en basureros, se depositan a cielo abierto o en los lugares donde se producen (plantas tratadoras), lo que hace que las cientos de toneladas que se generan al año evite su disposición con seguridad generando problemas de contaminación ambiental. Por lo que el reciclarlos, disponerlos y rehusarlos en suelos pueden ser soluciones ambientales.

El no tener un lugar apropiado para disponer de las grandes cantidades de LR generados en la zona centro del país es un desafío a resolver mediante el sometimiento a técnicas de compostaje o vermicompostaje para aplicarlos como enmiendas agrícolas (Boyle, 1990).

Diversos investigadores (Barrena *et al.*, 2006; Garg *et al.*, 2006; Aira *et al.*, 2007) analizan el contenido de los materiales que utilizan para la elaboración de vermicomposta, monitoreando el pH, humedad, temperatura, MO, relación C/N, formas inorgánicas de N, actividad respiratoria y procesos de mineralización del C, los que son índices de estabilidad. Estos dos últimos no se encuentran dentro Norma Oficial Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2007 por lo que deberían incluirse (SAGARPA, 2007; Henríquez *et al.*, 2008).

El sistema de vermicomposteo contiene complejas cadenas alimenticia y, al mismo tiempo, modifica algunas formas químicas de los diversos elementos nutritivos contenidos en los compuestos orgánicos, los cuales son importantes en la dinámica de los elementos nutritivos (Domínguez *et al.*, 2003).

Por lo que se realizó una investigación mediante la cual se determinaron los índices de madurez de la vermicomposta para conocer su estabilidad, considerando parámetros químicos y bioquímicos de mezclas de biosólidos, incluyendo a los LR, para poder utilizarlos como acondicionadores en suelos tanto a los LR como a los biosólidos.

2. ANTECEDENTES

2.1. Lodo Residual (LR) y su obtención

El LR se obtiene del tratamiento de las aguas residuales. Este tratamiento inicia con una sedimentación de los sólidos por gravedad, pasando posteriormente por un proceso biológico y obteniendo un lodo secundario compuesto por bacterias y compuestos orgánicos, que se pueden aplicar a los suelos y a otros sitios de disposición (Smith, 1996).

La Macroplanta de Tratamiento Toluca Norte (MTTN), cuenta con una capacidad de 1,250 L/seg. En ella se tratan las descargas de la ciudad de Toluca mediante un proceso biológico (Gobierno del Estado, 2007), el cual se divide en cuatro procesos:

- 1) *Tratamiento primario*: consiste en eliminar el material voluminoso como basura, plástico, madera etc., mediante un sistema de rejillas. Posteriormente pasan a un sistema de separación de grasas a través del desarenador, y luego a un tanque de sedimentación para separar los sólidos suspendidos.
- 2) *Tratamiento secundario*: aquí empieza el tratamiento biológico. Una vez que las aguas salen de los clarificadores primarios, reciben un caudal de lodos activados, con bacterias, protozoarios, rotíferos y microorganismos relacionados. Los flujos de agua son enviados hacia los clarificadores secundarios o biorreactores, permitiendo la clarifloculación y sedimentación de la masa de lodos activados, los cuáles se depositan en el fondo y regresan al proceso para servir de inóculo.
- 3) *Tratamiento terciario*: Consiste en la adición de cloro, en forma de gas, a la corriente de agua tratada que sale de los clarificadores secundarios. La descarga de agua tratada cumple con la calidad para riego agrícola conforme a la norma NOM-001-SEMARNAT-1996.
- 4) *Disposición de lodos*: Los lodos primarios y secundarios resultantes del proceso, son recolectados en dos tanques espesadores, donde se incrementa la concentración de sólidos de 1 a 3.5%. Estos lodos, que se sedimentan en el fondo, son bombeados hacia un sistema dosificador de polímero (poliacrilamida) y vertidos en una banda donde pierden la mayor cantidad de agua posible. En la superficie quedan los lodos grumosos que se exprimen mediante presión hasta la consistencia de 17% de sólidos y 83% de agua (Gobierno del Estado de México, 2007).

2.2 Lodo Residual (LR) y su aplicación agrícola

La disposición del LR se considera un problema económico y ambiental de las plantas tratadoras de agua residual, ante esta problemática se buscan opciones para su aplicación (Martín del Campo, 1996). En el pasado los biosólidos se depositaban en el fondo del mar y a cielo abierto. La Agencia para la Protección del Ambiente (EPA), con base en la norma 40CFR part.503, USA EPA (2000) permite hacer un uso de los biosólidos adicionándolos a suelos agrícolas, estableciéndose su aplicación en un contenido mínimo de agentes patógenos y de metales pesados (Workman, 2002).

La importancia de los LR en el campo agrícola radica en la aportación de nutrimentos como nitrógeno, fósforo y potasio para la planta. En el caso del N, este puede estar presente en forma inorgánica (mineral) formando nitratos y amonio (NO_3^- y NH_4^+) y orgánica, formando enlaces con átomos de carbono (C-NH_2); estas formas presentes en el suelo son las más usadas para el desarrollo y crecimiento de las plantas; sin embargo también pueden ser fácilmente lixiviadas hacia los mantos freáticos (Killpack y Bulcholz, 1993). La velocidad con que las fuentes de N orgánico se mineralizan dependen de las propiedades del suelo y del residuo orgánico utilizado, así como de la cantidad del LR (Delgado *et al.*, 2004).

El P es un factor importante ya que influye significativamente en la primera fase del crecimiento de las plantas. La plántulas se nutren de P asimilable que es acumulado en la semilla pero, cuando se agota, este nutrimento es tomado del suelo (Guerrero, 1990).

El K^+ es otro macroelemento esencial y se encuentra en rocas madre (feldespatos y micas) cristalinas. Cabe mencionar que en estado intercambiable, hay un equilibrio entre el K^+ existente en la solución del suelo y el absorbido por el complejo arcillo-húmico, por la arcilla y coloides del suelo (Guerrero, 1990; Sparks *et al.*, 1996). El K^+ asimilable tiende a incrementarse en el suelo cuando se le adiciona LR y esto hace que la solubilidad del K se vea favorecida (Andrade *et al.*, 2000).

Los LR contiene un alto porcentaje de MO y tienen la capacidad potencial de suministrar energía y C, para llevar a cabo la actividad metabólica de los microorganismos en el suelo (Delgado *et al.*, 2004). El contenido de MO presente en el LR representa una fuente de nutrientes que puede ser utilizada con fines de fertilización agrícola, pero hay que tomar en cuenta la presencia de metales

pesados para su aplicación en dosis adecuadas hacia los suelos de cultivo (Martín del Campo, 1996). La MO proveniente del LR contribuye significativamente a la sorción del metal y a una lenta mineralización de esta (Mc. Grath, 2000). Los metales potencialmente tóxicos más probables de encontrar en los LR son el Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Hg y Cr, los cuales corresponden a la presencia de desechos industriales y domésticos (Smith, 1996).

Los suelos enmendados con lodos residuales pueden presentar modificaciones en su composición, textura, actividad biológica y presencia de elementos tóxicos (Carbonell *et al.*, 2009).

2.3. Biología de la lombriz *Eisenia fetida*

Eisenia fetida se clasifica dentro del Phylum Anélido, clase Oligochaeta, orden Opisthoporos, familia Lumbricidae, género *Eisenia* y especie *E. fetida* (Savigny, 1826). Es originaria del centro y occidente de Europa, donde se encuentra ampliamente distribuida. Actualmente se localiza en la mayoría de las zonas templadas del mundo ya que ha sido transportada mediante labores agrícolas (Reyes y Amada, 1987).

Su nombre común es lombriz roja californiana o lombriz tigre. Este se deriva de su color rojo oscuro y del hecho de que fue descubierta en California; su tamaño oscila entre 6 y 8 cm de largo y 3 a 5 milímetros de diámetro. Se alimenta de todo tipo de desechos agropecuarios (estiércoles, rastrojos de cosechas, residuos de hortalizas) por lo que se considera un animal ecológico que se caracteriza por la producción de humus con alto contenido nutrimental, así como por la cantidad y velocidad con la que lo produce (Loh *et al.*, 2005).

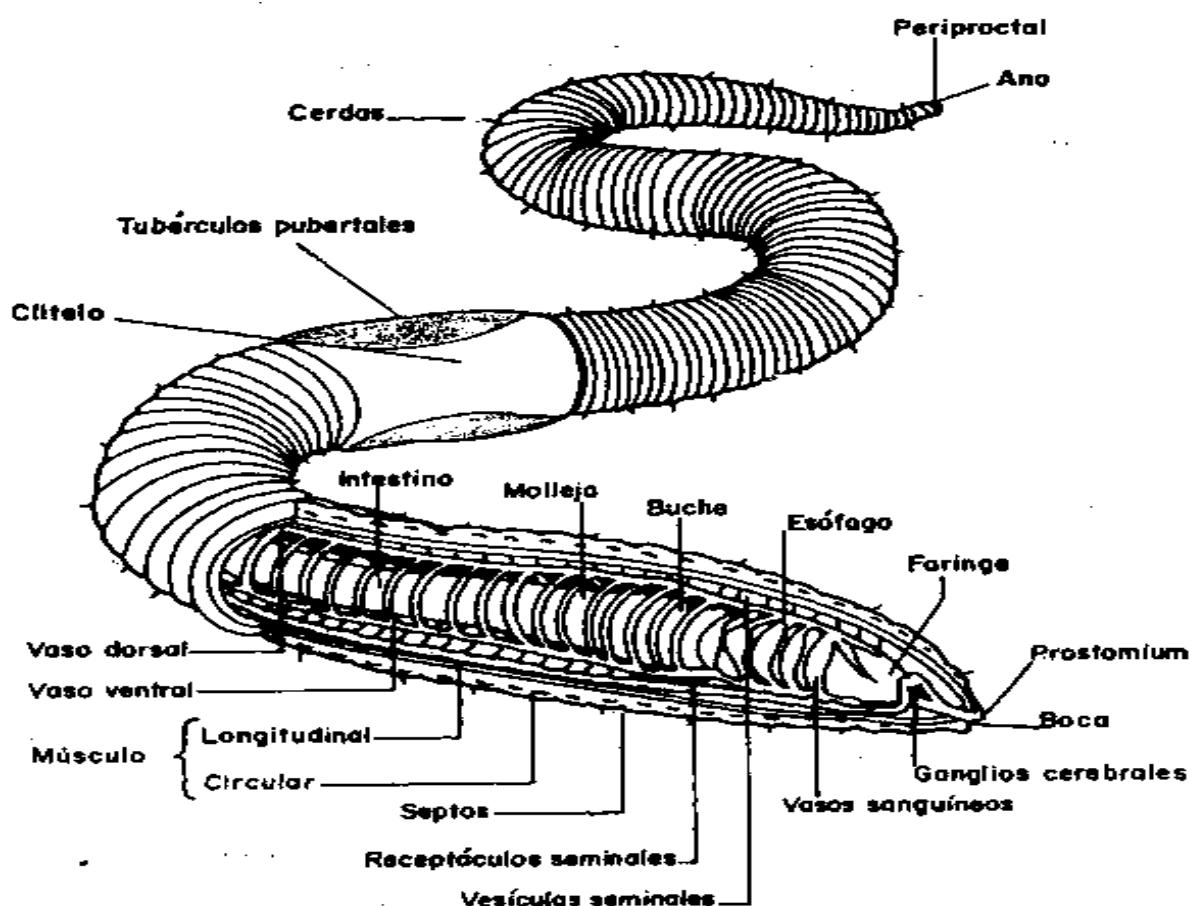
Requiere de siete a ocho semanas para llegar a su madurez sexual, deposita de dos a cinco capullos semana⁻¹, de los cuales emergen de uno a siete individuos capullo⁻¹. Si las características físicas y químicas del sustrato se modifican, entonces la dinámica poblacional de este anélido también (Santamaría y Ferrera, 2002).

La lombriz se alimenta principalmente de protozoos, hongos, bacterias y algas. Durante este proceso fragmentan los residuos orgánicos e incrementan la actividad microbiana y los índices de descomposición y/o mineralización de los residuos orgánicos; además modifican las propiedades físicas y químicas de los materiales

que provocan un efecto de humificación en la MO inestable que es oxidada y estabilizada, dando lugar a la vermicomposta (Atiyeh *et al.*, 2000).

Las excretas de lombriz contienen enzimas como proteasas, amilasas, lipasas, celulasas y quitinasas que continúan desintegrando la MO aún después de ser excretadas (Capistran *et al.*, 2001; Kale *et al.*, 2003; Sharma *et al.*, 2005).

En la siguiente figura se aprecia la morfología y anatomía de la lombriz de tierra, comenzando por la boca o prostomio, una estructura retráctil que el animal usa para excavar y consumir el suelo, los microorganismos y los restos orgánicos que constituyen su alimento. Entre el prostomio y el clitelo, se puede apreciar en la parte ventral una serie de poros, los primeros ligeramente abultados son las papilas o protuberancias genitales; siguiendo en dirección al clitelo se encuentran dos aberturas ojivales que son los poros masculinos (García, 2006).



Morfología y anatomía de la lombriz de tierra (García, 2006).

2.4. La lombriz de tierra y el Vermicompostaje

La acción de la lombriz consiste en un proceso de dos etapas: la física/mecánica y

la bioquímica. En la primera el organismo fragmenta los sustratos orgánicos para favorecer el incremento del área superficial, la mezcla y la aireación. La segunda etapa consiste en la degradación de la MO por su paso a través de la digestión enzimática, enriquecida por el incremento de N y el transporte de materiales orgánicos e inorgánicos (Mathur *et al.*, 1993). Cerca de 5-10% del material ingerido es absorbido en el tejido para el crecimiento y actividad metabólica de la lombriz y el resto es excretado como humus; por lo que este humus es una mezcla con secreción de mucus procedente del canal digestivo y microorganismos (Martínez *et al.*, 2003).

El composteo es un proceso biooxidativo de los residuos orgánicos en condiciones controladas de humedad, temperatura y, en algunos casos, de aireación. Cuando en dicho proceso se involucra la participación de la lombriz de tierra como *Eisenia fetida*, *Eisenia andrei* y otras especies, el proceso se denomina vermicomposteo o lombricomposteo, con el cual se transforma y mineraliza el residuo orgánico mediante un proceso aeróbico, biooxidativo y no termofílico. La lombriz promueve la actividad microbiana incrementando el área superficial para su posterior colonización microbiana. Durante este proceso los nutrientes como el N, K, P y Ca presentes en el material ingerido se convierten en formas más solubles y disponibles para la planta. Las lombrices son voraces consumidores de desechos orgánicos y utilizan solo una pequeña proporción para la síntesis en su cuerpo, ellas excretan gran parte de este desecho material en forma digerida. El intestino de la lombriz se integra de microorganismos, enzimas, y hormonas, entre otros. La mitad del sustrato digerido se degrada rápidamente y es transformado en forma de vermicomposta en un corto tiempo. Este proceso se lleva a cabo en un rango de temperatura mesofílica (35-40°C) (Mathur *et al.*, 1993).

La vermicomposta es un material no tóxico que ayuda físicamente y favorece la estructura del suelo, porosidad, aeración, drenaje y mejora la capacidad de retención de la humedad. También es un buen sustituto en el balance de minerales, proporciona una buena disponibilidad de nutrientes y actualmente se utiliza como complemento en la fertilización de la planta (Soto y Muñoz, 2002).

En la investigación de madurez (término general que describe la aptitud de una composta a un uso final determinado) de la composta consideran parámetros físicos y químicos tales como temperatura, humedad, pH, sólidos volátiles, capacidad de

intercambio catiónico (CIC), mineralización del carbono orgánico (Corg) y nitrógeno (N), relación C/N, humificación de la materia orgánica (MO), sustancias orgánicas insolubles, pruebas bioquímicas (biomasa microbiana, respiración, actividad enzimática, entre otras) y pruebas de fitotoxicidad (Cédric *et al.*, 2005).

La elaboración de composta y vermicomposta ha resultado ser una alternativa en beneficio del ambiente y de la producción de fertilizantes biológicamente activos, cuyo objetivo primordial es reducir los residuos orgánicos para atender la contaminación (Nájera, 1999). *E. fetida* convierte los desechos orgánicos en materiales estables, libre de olores y en material rico en nutrimentos (Suthar, 2009).

La vermicultura o lombricultura es un término que se emplea usualmente para definir la cría, producción o cultivo de las lombrices de tierra, con fines comerciales. En realidad la lombricultura es una biotecnología, donde se emplea a la lombriz, para que incremente su tasa de reproducción, longevidad (esto en condiciones de laboratorio) y capacidad de producir abono orgánico con una riqueza de flora bacteriana de casi el 100% (2 billones de colonias de bacterias por gramo de humus) (Ferruzzi, 1994).

La importancia del material con base en el volumen en la elaboración de vermicomposta es el siguiente (Defrieri *et al.*, 2005; Suthar, 2009):

1. Estabiliza la MO y hace más disponibles a los nutrimentos.
2. Reduce la concentración de sustancias químicas no favorables como: metales, grasas lignina, sustancias polifenólicas y celulosa como materia prima.
3. Desarrolla un pH adecuado para las lombrices y el sustrato
4. Mejora los nutrimentos de los residuos y por lo tanto acelera la descomposición a través de la producción de enzimas propias de las lombrices y asociadas a la microflora
5. Cambia las condiciones microclimáticas de la descomposición de los desechos mediante el fomento de la colonización de microorganismos en la materia prima.

2.5. Residuos sólidos orgánicos empleados en el vermicompostaje

El reciclar los residuos sólidos es una alternativa para su disposición y mediante el composteo se obtiene un producto estable que puede ser aprovechado por el suelo y sirve como fertilizante para las plantas (Mathur *et al.*, 1993).

El beneficio de los abonos orgánicos se relaciona principalmente con el mejoramiento de los suelos. Una de las principales preguntas que se hace con respecto a ellos, es sobre su capacidad de suplemento como nutrimentos al cultivo.

Hoy en día, debido a que las reglamentaciones para la aplicación y disposición del estiércol están siendo rigurosas, ha crecido el interés por utilizar las lombrices como un sistema ecológicamente seguro para manejarlo. Lo anterior debido a que diversos estudios han demostrado la capacidad de algunas lombrices de tierra para consumir una amplia gama de residuos orgánicos (Atiyeh *et al.*, 2000).

Las características no solo dependen de las propiedades del material (fuentes de N y C) (Cuadro 1) y del proceso de fabricación sino también de la naturaleza de la materia prima (Henríquez *et al.*, 2008).

Cuadro 1. Clasificación de los residuos orgánicos que se pueden utilizar en el vermicompostaje (CONAMA, 2003; modificado por Téllez (2010)):

	RESIDUO	OBSERVACIONES
CAFÉS (Fuentes de C)	Aserrín, virutas de madera	No usar si proviene de madera tratada con productos químicos
	Hojas perennes (no se caen en el otoño)	Es mejor añadirlas picadas
	Hojas secas	Se recogen en otoño para usarlas todo el año
	Paja y Heno	Picar y mojar. Favorecen la aireación
	Pasto cortado y seco	Cuando es necesario material café, se puede secar al sol el pasto recién cortado
	Podas de árboles	Ayudan a la aireación. Deben ser cortadas en astillas menores a 3 cms
VERDES (Fuentes de N)	Cítricos	Se requiere de buena aireación
	Estiércol de animales herbívoros	Muy útil si se requiere de materiales verdes
	Frutas, verduras, residuos de comida	Picar en trozos pequeños, principalmente las cáscaras
	Hojas y bolsas de Té Maleza verde	Esparcir dentro de la mezcla Pasteurizarla al sol dentro de una bolsa negra durante 7 a 10 días para eliminar semillas
PEQUEÑAS CANTIDADES	Pasto verde	Mezclar con materiales secos. No usar si tiene pesticidas
	Aceites, grasas y productos lácteos	Al podrirse generan malos olores
	Carne, hueso, pescado	Generan malos olores y atraen roedores y moscas
	Papel sin tinta	Se degrada lentamente; cortar en tiras
RIESGO SANITARIO	Excremento de animales carnívoros y humano	Contienen microorganismos peligrosos para la salud
	Plantas enfermas	La composta resultante puede seguir infectada
	Malezas y plantas persistentes	Las plantas con raíces persistentes y malezas con semillas son muy difíciles de pasteurizar

El manejar y reciclar residuos orgánicos, mediante el proceso de vermicomposteo permite dar un uso adecuado de estos residuos en el campo agrícola sin afectar el ambiente. Los desechos animales son considerados un importante recurso de fertilizante para los campos de cultivo por su aporte de MO además de mejorar las

condiciones del suelo (Garg *et al.*, 2005).

El uso de estiércol animal no procesado y aplicado a la agricultura contamina los mantos acuíferos debido al aporte de sales y nitratos que causan riesgo a la salud pública y a los microorganismos del ambiente. Por lo tanto una alternativa para evitar la contaminación consiste en compostear o aplicar tecnologías como la vermicultura que es de bajo costo (Aira y Domínguez, 2009).

2.6. Parámetros físicos en el Vermicompostaje

Aun conociendo las ventajas de incorporar vermicompostas y humus de lombriz en la agricultura, es necesario evaluar su condición, pues de no cumplir algunos o todos los requerimientos de calidad, podrían causar efectos adversos en el suelo y las plantas (Melgarejo *et al.*, 1997).

Durante el proceso de vermicomposteo se deben considerar los parámetros físicos como: temperatura, humedad, sólidos volátiles, conductividad eléctrica entre otros, que permiten conocer la estabilidad (es una medida en que fácilmente el material biodegradable es descompuesto) que guarda la vermicomposta durante el proceso.

La temperatura es uno de los factores que gobiernan la velocidad de las reacciones bioquímicas (Defrieri *et al.*, 2005). A su vez, es importante para el desarrollo de las lombrices, pues proliferan entre 13 y 37°C, aunque prosperan mejor entre 22 y 24°C (Santamaría y Ferrera, 2002).

Cabañas y colaboradores (2005), estudiaron la relación que guarda la temperatura y el grado de madurez de una composta. Al inicio y hasta la segunda semana de composteo, la temperatura alcanzó los 73 °C; después de ese tiempo presentó 50 °C, durante siete semanas y finalmente, se estabilizó entre 30 y 40 °C, lo que indica la fase de maduración. Otros trabajos demuestran que el composteo presenta tres fases térmicas: la primera se encuentra entre 25 y 68 °C que dura los primeros 4 días, la segunda fase permanece constante, hasta el día 43 y la última llega a igualar la temperatura ambiental hasta el fin del proceso que tarda 60 días (Huang *et al.*, 2005).

Mangrich y colaboradores (2000), reportaron un valor promedio de 20 ± 0.2 °C durante el vermicomposteo, utilizando a *E. fetida* y estiércol de vaca, conejo, chivo y borrego.

La humedad debe encontrarse por debajo de la saturación (70-85 %) para evitar el desplazamiento del oxígeno, manteniendo así condiciones favorables para el desarrollo de organismos aerobios descomponedores de MO como hongos y bacterias (Santamaría y Ferrera, 2002). Un nivel entre 40 y 60% de humedad proporciona un nivel ideal. En forma empírica esto puede determinarse al tacto, tomando un puño de material a compostear, el cual debe sentirse suficientemente húmedo pero no escurrir al ser apretado con los dedos (García, 2006).

Atiyeh y colaboradores (2000), estudiaron el contenido de humedad en el proceso de composteo utilizando excreta de vaca, encontrado un 75 % al inicio y un 83% al final del proceso.

La textura (Norma Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2007) es una característica de cada horizonte que depende del tamaño de las partículas o granos. La granulometría expresa las proporciones relativas de las distintas partículas minerales agrupadas por clases de tamaños en fracciones granulométricas, tras la destrucción de agregados (Porta *et al.*, 1999).

Carbonell y colaboradores (2009), mencionan que los suelos enmendados modifican su textura haciendo que exista se presente una mayor fertilidad, velocidad de infiltración, permeabilidad, y que sean menos erosionables y presentado una capacidad de retención de agua de un 90% (Porta *et al.*, 2003).

La conductividad eléctrica o conductancia específica (CE) de una solución es el recíproco de la resistencia específica de una corriente alterna medida entre las caras opuestas de un centímetro cúbico de una solución acuosa a una temperatura específica. La CE del extracto de saturación es uno de los índices más difundidos para evaluar la concentración salina del suelo a nivel de laboratorio. La CE se reporta en decisiemens por metro (dS m^{-1}) (REC NAT, 2000; Bohn *et al.*, 1993).

La CE se calcula multiplicando la conductancia medida por la constante de celda (L/A)

$$CE = C \times (L/A)$$

Donde:

L = Longitud de la columna de líquido entre los electrodos (cm).

A = Área de los electrodos (cm^2).

La celda de conductividad es la parte del circuito que entra en contacto con la muestra.

La CE es un parámetro que se encuentra en la Norma Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2007, donde menciona un valor $\leq 4 \text{ dS m}^{-1}$. Atiyeh y colaboradores (2002), estudiaron la CE utilizando dos porcentajes de estiércol porcino (10% y 100%) el primero reportó valores de 3 dS m^{-1} y el segundo estuvo por debajo del valor de 3 dS m^{-1} .

Cardoso (2002), menciona que los valores de conductividad eléctrica se encuentran entre 2 y 4 dS m^{-1} .

Capistran y colaboradores (2001), mencionan que la CE es un parámetro que tiene un papel importante en el desempeño de la lombriz y los microorganismos presentes en el suelo para la elaboración de vermicomposta.

2.7. Parámetros químicos presentes durante el vermicompostaje

La medición y evolución de los principales parámetros químicos y biológicos permiten monitorear el grado de estabilidad alcanzado por los residuos orgánicos y determinar el tiempo óptimo de tratamiento (Defrieri *et al.*, 2005).

Los cambios en el pH durante el vermicomposteo son provocados por la descomposición microbiana que se relaciona con la mineralización del N y P en nitrito/nitrato y ortofosfatos (Suthar, 2009).

La tolerancia al pH varía entre las especies, ya que se pueden encontrar dentro de diversos rangos (pH 4 hasta 8), la abundancia de especies disminuye fuera de estos valores. En general sobreviven mejor en suelos ligeramente ácidos (García, 2006).

Estudios de Huang y colaboradores (2005), mencionan que el pH incrementa progresivamente a partir de la sexta semana y en la octava alcanza un pH básico, tomando valores entre 7.7 a 8.9, la madurez de la composta se logra cuando el pH alcanza un valor entre 6.5 y 7 (Brewer y Sullivan, 2003). Cabe mencionar que un ambiente acidificante, provocado por grandes aplicaciones de fertilizante generan una reducción de la población de la lombriz (Dekker, 2002).

Garg y colaboradores (2006), evaluaron el pH en la vermicomposta utilizando a *E. fetida* y empleando diferentes tipos de excreta (vaca, búfalo, caballo, mula, oveja,

cabra y camello), donde el pH fue ligeramente ácido, así también decreció la conductividad eléctrica, K y la relación C/N.

La MO es una mezcla heterogénea compleja de materiales orgánicos que se presentan de forma natural en el suelo; procede primariamente de los restos de tejidos vegetales y, secundariamente, de los residuos animales y. La MO se divide en humus y materia orgánica no humificada constituida por la biomasa animal y vegetal senescente y biomasa microbiana (Porta *et al.*, 1999).

La función de la MO en el suelo, es contribuir al crecimiento de la vegetación a través del mantenimiento y mejora de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Proporciona N, P y S para el crecimiento de la vegetación, sirve como fuente de energía para los organismos de la microflora y microfauna del suelo y fomenta la buena estructura de éste (Bohn *et al.*, 1993).

La relación C/N proporciona una estimación directa de las fracciones biológicamente degradables de C y N en el compost (Defrieri *et al.*, 2005). Esta relación C/N permite conocer la madurez de una composta, Huang y Chen (2009), determinaron que la relación de C/N decrece rápidamente de 28.8 a 16.4 después de 60 días. Con respecto a un estudio donde comparan la composta en forma soluble y sólida; la relación soluble de C/N se comporta de manera similar a la fase sólida. En la fase líquida y sólida la composta madura presenta una relación C/N entre 5 y 6 en ambas (Mathur *et al.*, 1993). Cédric y colaboradores (2005), observaron que el Corg total decrece en todas las compostas a partir del tercero y sexto mes, siendo el N el de menor concentración.

Chaudhuri y colaboradores (2000), mencionan que cuando la relación C/N es baja, puede inferirse que es la descomposición microbiana la que contribuye al proceso de compostaje, mientras que presencia de lombrices acelera el proceso de descomposición. La baja relación C/N puede también atribuirse a la combustión de los derivados de las plantas, debido a los materiales orgánicos de estas y al tránsito de la MO a través del intestino de la lombriz.

2.8. Parámetros bioquímicos

Los procesos de estabilización de la MO durante el proceso de vermicomposteo se sustentan en las propiedades bioquímicas como la respiración, la biomasa microbiana y la cinética de mineralización del C. Estos parámetros son indicadores muy sensibles que señalan los cambios que se producen en el proceso de remediación de suelos (Gómez y Paolini, 2006).

La medición de la evolución de los principales parámetros químicos y biológicos permite evaluar el grado de estabilidad alcanzado por los residuos orgánicos y determinar el tiempo óptimo de tratamiento. (Defrieri *et al.*, 2005; Suthar, 2009).

2.8.1. Respiración y cinética de mineralización del C

La respiración, desde el punto de vista ecológico, es una medida de la actividad microbiana, la tasa de descomposición de la MO y de la calidad del C en el suelo. Esta resulta afectada por las condiciones ambientales, el sustrato disponible y los sistemas de manejo del suelo, aunque existen controversias sobre el efecto de la fertilización inorgánica sobre este parámetro. Cuando se presentan condiciones favorables de humedad, el C hidrosoluble es rápidamente mineralizado y utilizado en la síntesis celular. Esto hace que se presente un efecto benéfico de la precipitación del C sobre la mineralización haciéndolo más disponible (Gómez y Paolini, 2006).

Brewer y Sullivan (2003) describen el grado de descomposición de MO de la vermicomposta mediante el consumo de la velocidad de oxígeno ($\text{mg O}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ Omh}^{-1}$), así como las formas inorgánicas que va tomando el nitrógeno.

Aira y Domínguez (2009), realizaron un estudio en vermicomposta utilizando estiércol porcino y encontraron que *E. fetida* afecta significativamente los cambios que se presentan durante la respiración y esta respiración es más alta al principio del vermicomposteo y al paso del tiempo la respiración comienza a disminuir, lo cual resulta de una interacción significativa entre la edad de la vermicomposta y las lombrices.

Cabañas y colaboradores (2005), llevaron a cabo estudios sobre respiración, para saber la madurez de una composta conociendo cuanto O_2 consume y cuanto CO_2 produce. Para esto se empleó el método de Solvita (prueba comercial de madurez,

basada en la producción de CO_2 y NH_3) y el de autocalentamiento (prueba que mide la energía liberada durante el proceso anaerobio). Otro método que permite determinar la madurez de la composta es el SOUR (velocidad de consumo de oxígeno, esta técnica requiere de 12 a 24 horas), el cual consiste en utilizar un respirómetro, que mide el consumo de O_2 por microorganismos que degradan MO en una solución líquida. Sin embargo, la prueba más utilizada es la de los frascos herméticos en donde los organismos desprenden CO_2 este es capturado por NaOH para posteriormente ser titulado con una concentración valorada de HCl. Esto se hace durante al menos 10 días. Con esta prueba se puede conocer cuánto están respirando los microorganismos y además se pueden realizar cálculos cinéticos sobre la mineralización del C con los datos obtenidos (Brewer y Sullivan, 2003).

Mediante estudios de cinética se permite conocer los procesos de velocidades y los mecanismos físicos, químicos y biológicos (microbiológicos) del suelo, así como los aspectos cuantitativos y dinámicos de la vida microbiana que se presentan con la interacción entre los microorganismos del suelo. La cinética aborda estudios relacionados con la función del suelo y el diseño de biotecnologías ambientales, que se basan en relacionar, los beneficios hechos por los microorganismos, mediante estudios de biorremediación, de sustentabilidad en sistemas agrícolas (Panikov, 2005).

Cédric y colaboradores (2005), realizaron estudios de cinética de la mineralización en sustancias inorgánicas en composta y notaron que durante el proceso de mineralización, el Corg total decreció cuando llegó al final del proceso, debido a que la MO es menos atacada químicamente y de esta manera se llega a la estabilización, aunque cabe mencionar que la mineralización del Corg siguió una cinética de primer orden. A su vez, en esta cinética se presentan dos sustratos que consisten en una fracción lábil y una recalcitrante, en donde las fracciones lábiles están constituidos por fuentes de C soluble en agua (azúcares simples, ácidos orgánicos y proteínas), la masa microbiana y sus productos, los cuales son rápidamente metabolizados durante los estados iniciales de la incubación; las fracciones recalcitrantes incluyen a compuestos que contienen lignina, ácidos húmicos, humatos fúlvicos y C físicamente protegido (Espinoza, 2004).

Suthar (2009), menciona que la pérdida de C en suelos control se debe a la rápida frecuencia respiratoria. También menciona que las lombrices pueden mineralizar al

estiércol más fácilmente que a otros desechos orgánicos ya que el estiércol contiene una gran población de comunidades descomponedoras (bacterias, protozoos, nematodos, hongos, actinomicetos, entre otros).

La cinética de mineralización del carbono se basa en la velocidad a la que se va reduciendo la proporción del carbono que permanece en el suelo o carbono residual:

$$C_{residual} = \frac{(C_t - C_m) \times 100}{C_t}$$

Donde C_t representa el carbono total inicial y C_m el carbono de mineralización. Se considera que la cinética sigue una ecuación de primer orden:

$$\frac{dc}{dt} = -Kc$$

Donde “c” es el carbono mineralizado, “K” es la constante de velocidad y “t” es el tiempo.

Si se relaciona el logaritmo del carbono residual con el tiempo de incubación, se obtienen gráficas lineales (Peña, 2004).

2.8.2. Biomasa Microbiana (BM)

Los microorganismos del suelo llevan a cabo una variedad de funciones, las cuales son necesarias para la salud del mismo. Estos degradan las sustancias orgánicas a través de diversas actividades metabólicas que determinan el almacenamiento y reciclaje de los nutrimentos en el suelo. Estas actividades resultan severamente afectadas por diversos factores, entre ellos la variabilidad climática, y el manejo agrícola provoca la pérdida del contenido de la MO en éste y por ende su calidad (Gómez y Paolini, 2006).

La BM es una fracción orgánica relativamente lábil controlada por factores ambientales y otros relacionados con la producción y el manejo. Las propiedades físicas y químicas del suelo están determinadas en gran proporción por la numerosa y compleja comunidad de organismos que lo habitan.

La sustentabilidad del recurso del suelo, hoy día cobra significativa importancia el estudio de los organismos del suelo, y dentro de ellos los microorganismos que conforman la biomasa microbiana (1-4% del C total del suelo) (Toniutti *et al.*, 1999).

La BM del suelo es una fracción de la materia orgánica soluble (MOS) que puede afectar significativamente la fertilidad del suelo, pues esta controla fuertemente la mineralización de la MOS y la tasa de liberación del N, por este motivo constituye una fuente de producción y almacenamiento de éste y otros nutrimentos. Por esto, el N, la BM entre otros, constituyen una serie de indicadores importantes para el estudio de la fertilidad del suelo. La BM forma parte de la fracción orgánica del suelo y constituye un agente determinante en la descomposición de la MO y controla la tasa a la cual los nutrimentos son transformados para quedar disponibles o ser absorbidos por el cultivo (Quirós y Ramírez, 2006).

Una gran cantidad de BM en las lombrices resulta por la aplicación de biosólidos al suelo (Carbonell *et al.*, 2009).

La BM se puede ver afectada debido a la ingesta a través del intestino de la lombriz y por lo tanto su debida reducción en el suelo. A su vez la reducción de la BM incrementa el Corg extractable, el N mineral y esto indica que la relación microbiológica inmoviliza los nutrimentos pero este se ve mejorado por la acción de las lombrices (Gui *et al.*, 2000).

La baja actividad microbiana observada en las excretas de lombriz puede deberse al decremento del Corg disuelto junto con las limitaciones de C por los microorganismos (Aira y Domínguez, 2009).

2.8.3. Nitrógeno (N)

El N es uno de los elementos más abundantes y las formas más importantes en que se encuentra en la naturaleza son: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amonio (NH_4^+), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O), amoníaco (NH_3^+) y nitrógeno elemental (N_2) (Elizondo, 2006). Dentro de las formas anteriormente mencionadas sólo el NO_3^- y NH_4^+ son formas inorgánicas que absorbe la planta y por tanto son las más importantes desde el punto de vista de fertilidad (Engels y Marschner, 1995). Su presencia en el suelo y en las aguas naturales se debe a la descomposición de diversos compuestos orgánicos nitrogenados de origen animal o vegetal, a la fijación del N atmosférico por determinados organismos y, en menor proporción, al arrastrarse por lluvias del fijado por descargas eléctricas. También por la adición de fertilizantes nitrogenados sintéticos o mediante la adición de residuos orgánicos

(estiércoles, residuos vegetales, entre otros). Los suelos contienen una pequeña cantidad de N en forma de compuestos relativamente simples, como aminoácidos, sales de amonio y nitratos. Estos compuestos, especialmente las sales de amonio y de nitrato, son utilizados por las plantas (Navarro, 2000).

La transformación de N orgánico a las formas inorgánicas (incluido el nitrato), se lleva a cabo por acción de microorganismos que obtienen la energía necesaria a través de la oxidación de los compuestos orgánicos a CO₂. El primer producto nitrogenado inorgánico que se libera por acción de los microorganismos es el radical amonio (NO₃⁻). Los cadáveres, heces y detritos que no son consumidos por otros animales son degradados por microorganismos hasta la obtención de amoníaco (Porta *et al.*, 2003).

La incorporación de nitrógeno al suelo es producida por ciertas bacterias de vida libre que, son capaces de fijar el nitrógeno atmosférico y lo hacen aprovechable para las plantas. Las plantas que asimilan el nitrógeno lo integran a sus tejidos o bien lo expulsan en los exudados. Cuando las plantas y animales mueren, sus residuos son cubiertos por la tierra, se descomponen y entonces el nitrógeno se vuelve a incorporar al suelo (Salisbury, 1994).

Garg y colaboradores (2005), mencionan que existe un aumento de N al final del proceso debido a la formación de mucus, excreción de sustancias nitrogenadas, crecimiento por estimulación de hormonas y enzimas por las lombrices. A su vez las lombrices tienen gran impacto en las transformaciones de N en el estiércol por la mineralización de N, por lo tanto el N mineral puede retenerse en forma de nitratos.

La aplicación de una composta inmadura o inestable puede inmovilizar el N inicial en el suelo o puede causar fitotoxicidad a las plantas como resultado de la insuficiente biodegradación de la materia orgánica (Huang y Chen, 2009).

2.8.4. Mineralización del N.

Una parte del N disponible en el suelo proviene de la mineralización de la MOS (materia orgánica soluble). Si se conoce la cantidad de N mineralizable, se puede determinar la dosis del fertilizante que optimiza los rendimientos del cultivo, sin que se modifique al ambiente por pérdidas de este elemento y la consecuente

contaminación de suelos y aguas (Quirós y Ramírez, 2006).

El N orgánico informa de los nutrimentos contenidos en la MO que se van liberando paulatinamente durante la descomposición, ya que este elemento se mineraliza primero en forma de amonio y pasa luego a nitratos (Henríquez *et al.*, 2008).

Al contenido de N mineralizable durante el composteo se le considera como un indicador de madurez, el cual, mediante la mineralización, hace disponible al N para las plantas y organismos nitrificadores del suelo y a su vez revela cambios en el equilibrio edáfico. El N de la MO es transformado por actividad de la biomasa microbiana (procesos bioquímicos) y, en condiciones favorables, la mineralización se realiza en dos etapas: amonificación ocurre en los primeros 15 días de incubación) y nitrificación. En condiciones desfavorables (fuerte acidez, anaerobiosis) solo está activa la amonificación. La velocidad de mineralización de este proceso depende de las condiciones del medio y del tipo de humus o calidad del material orgánico, el cual está estrechamente relacionado con el reciclado de los restos vegetales (Peña, 2004).

La nitrificación se presenta más rápido y es más sensible a pH bajos, a diferencia de la amonificación, así que el pH óptimo del suelo para la nitrificación se encuentra entre 6 y 8 (Huang y Chen, 2009).

El efecto de las lombrices en la mineralización del N y la producción de cultivo depende de la especie de lombriz y las interacciones entre las especies presentes en el sistema. Las lombrices afectan la mineralización directa e indirecta ya que incorporan MO y estas favorecen el decremento de la biomasa bacteriana y estimulan la actividad bacteriana. *L. rubellus* estimula a los microorganismos e incrementa la producción de residuos derivados de N mineralizado a partir del día 14. Las siguientes especies *L. rubellus*, *L. terrestres* y *A. caliginosa* no presentaron ningún efecto en el N total del suelo o en el C total del suelo (Postma *et al.*, 2006).

La aplicación de LR composteado incrementa la concentración de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ al inicio de la incubación. Un alto nivel de la actividad de la mineralización en los primeros estadios de descomposición, se asocia al alto contenido de nutrimentos relativamente más disponibles (Yakushev *et al.*, 2009)

Al término del proceso de vermicomposteo el N total incrementa debido a la formación de mucus, excreción de sustancias nitrogenadas, crecimiento por

estimulación de hormonas y enzimas por las lombrices. Las lombrices causan un gran impacto en las transformaciones de N, por lo tanto el N mineral puede retenerse en forma de nitratos (Garg *et al.*, 2005).

3. OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar el efecto de la adición de diversas dosis de LR en el proceso de respiración, biomasa y proceso de mineralización del proceso de vermicomposteo, para conocer que dosis llega a la estabilidad de sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas durante el proceso de vermicomposteo.

Objetivos específicos

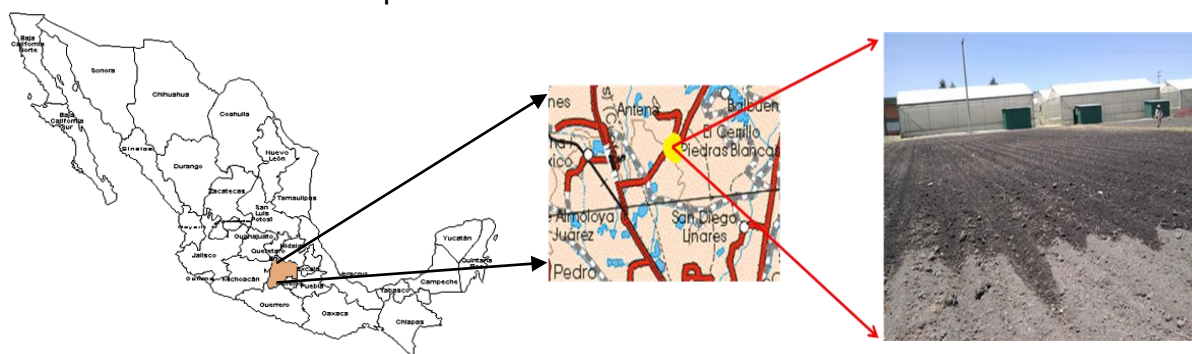
- a) Determinar de parámetros físicos y químicos: CE, pH, MO y N-total a diversas dosis de LR durante el vermicomposteo para conocer que mezcla llega más rápido a la estabilidad durante el proceso.
- b) Determinar el cambio en la biomasa microbiana con las diferentes dosis de LR (0, 10, 20 y 40 Mg ha⁻¹) para conocer el proceso de estabilidad de la MO mineralizada.
- c) Determinar la velocidad de mineralización del N durante el periodo de incubación de la vermicomposta y conocer la mezcla que presente una mayor velocidad para llegar a la estabilidad en el producto formado.
- d) Determinar la velocidad de la cinética de mineralización del C durante el periodo de incubación de la vermicomposta y conocer la mezcla que presente una estabilidad en el producto formado.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Muestreo

4.1.1. Muestreo del Suelo Agrícola (SA)

El muestreo del SA fue de tipo sistemático y se llevó a cabo en una parcela de aproximadamente una hectárea ubicada en las inmediaciones de la Facultad de Ciencias (Campus El Cerrillo) de la Universidad Autónoma del Estado de México, en la carretera Toluca-Ixtlahuaca Km. 14.7 camino a Tlachaloya (INEGI, 1999). La parcela tiene un uso agrícola de temporal en donde se cultiva haba, trigo, maíz y avena. De acuerdo a la FAO el tipo de suelo es *Cambisol vertico* asociado a *Feozem háplico* de textura fina (Bv +Hh/3) (Cetenal, 1976). En la figura siguiente se muestra la ubicación de la parcela muestreada:



Se tomaron 20 muestras de suelo de 1 kg con ayuda de una barrena, considerando los primeros 20 cm de profundidad. Posteriormente se elaboró una muestra compuesta, que se secó a temperatura ambiente y a la sombra; se homogeneizó y cuarteó. Se tomó una cuarta parte para los análisis preliminares y el resto se utilizó en el experimento (Agronomy N° 9, 1986; Sparks *et al.*, 1996).

4.1.2. Muestreo del Abono Orgánico (AO ó AC (abono de caballo))

El muestreo del AO (abono de caballo) fue de tipo preferencial y se llevó a cabo en el Hípico Universitario de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia perteneciente a la Universidad Autónoma del Estado de México. Se tomaron 20 muestras del horizonte A de 1 Kg con ayuda de una pala, considerando los primeros 5 cm a partir del suelo. Posteriormente se elaboró una muestra compuesta, ésta se secó al aire y a la sombra; se cuarteó y homogeneizó. Se tomó una cuarta parte para los análisis preliminares y el resto se utilizó en el experimento (Agronomy N° 9, 1986; Sparks *et al.*, 1996).

4.1.3. Muestreo del Lodo Residual (LR)

El LR municipal utilizado para el experimento se obtuvo directamente del filtro prensa de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales Toluca Oriente perteneciente a Operadora de Ecosistemas S.A. de C.V. Este muestreo se realizó de acuerdo a la NOM-004 (SEMARNAT-2002). La muestra del LR se secó en la sombra y al aire, se mezcló para formar una muestra compuesta, se cuarteó y se tamizó con una malla de 2 mm. Una parte del LR se utilizó para los análisis químicos y las otras tres cuartas partes para el experimento.

4.1.4. Selección de la lombriz

La lombriz de tierra (*E. fetida*) comúnmente conocida como roja californiana o lombriz tigre se estandarizó, considerando a individuos de color rojo tenue, característico de lombrices jóvenes, con el clitelum bien desarrollado (anillo de mayor tamaño localizado en la segunda sección del cuerpo), lo que indica que sexualmente están desarrolladas; el tamaño promedio fue de 4 a 6 cm y un peso de 0.5 gr. por individuo de acuerdo a Sheppard y colaboradores (1997).

4.2. Diseño del Experimento

A partir de las muestras compuestas de lodo residual (LR), abono orgánico (AO ó AC) y suelo agrícola (SA) se prepararon diferentes mezclas de LR con SA y AC y se colocaron en recipientes de plástico (40 X 30 X 15 cm). Las dosis de LR fueron de 10, 20 y 40 Mg ha⁻¹ y 4 Kg de AC para todos los tratamientos.

En el Cuadro 2, se muestran los componentes de cada tratamiento, donde cada tratamiento se homogeneizó y al día siguiente se le agregaron 10 lombrices para cada tratamiento de acuerdo a Pearson y colaboradores (2000). Elaborados los tratamientos, se trasladaron al invernadero y se mantuvieron por un periodo de tiempo de 60 días (Huang *et al.*, 2005; Del Aguila, 2011).

Cuadro 2. Componentes de los tratamientos.

Clave	LR (g)	Suelo Cambisol vertico (g)	Abono Orgánico (g)	Lombriz (individuos)
SLAC	0	1000	2000	10
SLAC10	180	1000	2000	10
SLAC20	360	1000	2000	10
SLAC40	720	1000	2000	10

S, Suelo; L, Lombriz; AO, abono de caballo; los números (10, 20 y 40) indican la dosis de LR equivalente a Mg ha⁻¹.

Se tomaron muestras de todos los tratamientos a los 15 (t₁₅), 30 (t₃₀), 45 (t₄₅) y 60 días (t₆₀) después de iniciado el proceso de vermicomposteo. Y cada submuestra de los tratamientos se secó, molió y tamizó con una malla de 2 mm para su análisis en laboratorio.

4.3. Análisis de Laboratorio

Las muestras de SA, AC, LR y vermicomposta se analizaron en laboratorio de acuerdo a la NOM-021 (RECNAT, 2000). Los análisis fueron:

- CE con un conductímetro marca Hanna modelo HI98311 (método AS-18)
- Textura por el procedimiento de Bouyoucos (1963) (método AS-09)
- pH en agua, en una dilución 2:1 utilizando un potenciómetro Corning modelo 340 (método AS-01-1997)
- Materia Orgánica (MO) por calcinación (SAGARPA, 2007)
- Nitrógeno inorgánico amoniacal (Método AS-15-1997)
- Nitrógeno inorgánico total (Método AS-15-1997)
- Nitrógeno Total (Método AS-16-1997)

4.4. Respiración

La respiración se llevó a cabo mediante el método de la evolución de CO₂ vía trampa alcalina. El procedimiento de incubación, se realizó en recipientes de vidrio con cierre hermético. En el fondo de estos se introdujeron 25 mL de agua destilada para mantener una atmósfera húmeda, un vial con 25 g de vermicomposta, cuya humedad ha de ser correspondiente a la capacidad de campo y otro vial con 10 mL de NaOH 0.05 o 0.1N según sea el caso, el cual se carbonató en presencia del CO₂ procedente de la respiración del suelo. Posteriormente se cerraron los recipientes y se llevaron a una estufa a 25° C durante 10 días (tiempo que duró la incubación).

El experimento se realizó por triplicado para cada tratamiento. Se prepararon 3 blancos, es decir 3 recipientes de cristal con cierre hermético que contenían en su fondo 25 mL de agua destilada y un vial con 10 mL de NaOH 0.05 o 0.1 N. Se realizaron determinaciones de CO₂ desprendido los días 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9 y 10. El día 4 que fue en fin de semana se colocó 10 mL de NaOH pero con concentración al doble de la sugerida (0.2 N). Para ello se sacaron los viales que contenían el CO₂ del interior de los recipientes de cristal y se sustituyeron por otros que contenían 10 mL de NaOH de normalidad conocida. Se determinó el CO₂ desprendido mediante la valoración del NaOH con HCl de normalidad parecida al NaOH y perfectamente conocida, puesto que el CO₂ producido es atrapado por el NaOH, generándose Na₂CO₃. Se tomaron alícuotas de 2 mL de los viales de NaOH procedentes de la incubación de cada una de las muestras y de los blancos, se añadió 1 mL de BaCl₂ al 20%, el cual facilitó la precipitación de los carbonatos y un poco de agua destilada. La solución resultante se valoró con HCl, que se añadió lentamente para evitar una posible dilución de BaCO₃ precipitado (Brewer y Sullivan, 2003).

4.5. Determinación de la Biomasa Microbiana (BM)

Para la determinación de la BM se utilizó el método de fumigación-extracción de Vance (1987). Este consiste en provocar la muerte de los microorganismos del suelo con cloroformo, y así el C liberado se extrae con K₂SO₄. Por diferencia entre el C extraído con K₂SO₄ en la muestra del suelo que fueron fumigadas con cloroformo, y el C extraído de las muestras que no sufrieron el proceso de fumigación y de esta manera se puede determinar el C asociado a los microorganismos muertos.

Experimentalmente, el método de fumigación-extracción consiste en pesar 10 g de suelo húmedo en tubos de centrifugado que se colocan en un desecador que contiene cloroformo, haciendo un vacío durante 30 minutos para saturar la atmósfera. Aun, así se puede agregar 2 o 3 mL de cloroformo a la muestra para asegurar que este saturada con cloroformo. Las muestras en el desecador se llevan a una estufa a 25° C, donde se dejan por espacio de 24 horas. Al cabo de ese tiempo se abre el desecador en una campana y se deja abierta por 1 hora, para que se volatilice el cloroformo. A continuación a las muestras se les añaden 40 mL de K₂SO₄ 0.5 N, se tapan y se agitan durante 30 minutos. Se centrifugan a 4500 rpm durante 5 minutos y se filtran.

Las muestras sin fumigar reciben el mismo tratamiento, exceptuando el ataque con cloroformo.

Para determinar el C asociado a la biomasa microbiana, se toman alícuotas de 2 ml del extracto obtenido al filtrar las muestras, en tubos de ensaye gruesos y se llevan a evaporación a 60° C en un digestor. Cuando ya están secas (aprox 24 horas) se les añade 10 mL de H_2SO_4 por las paredes del tubo y 5 mL de $K_2Cr_2O_7$ 0.2 N con precaución porque la reacción que se produce es muy exotérmica y se tiene que agitar también la mezcla. A continuación, las muestras se introducen de nuevo en el digestor durante una hora y media a 110° C, transcurrido el tiempo se dejan enfriar.

Se valoran cada una de las muestras, para ello se vierte el contenido del tubo en un vaso, lavándolo con 20 mL de agua destilada, adicionando 10 gotas de H_3PO_4 y 5 gotas de difenilamina y se valora con Fe_2SO_4 0.2N.

La normalidad del Fe_2SO_4 debe ser exactamente conocida y se determina por valoración con una disolución de $K_2Cr_2O_7$ de concentración conocida, añadiendo además 10 gotas de H_3PO_4 más 2 mL de H_2SO_4 concentrado y agua destilada

4.6. Análisis Estadístico

Se realizó el análisis estadístico (MANOVA y Tuckey) de las variables involucradas (Montgomery, 2003) y se utilizó un modelo de regresión lineal para caracterizar la cinética de mineralización de C y N con ayuda del paquete estadístico Statgraphics Plus 5.0 con un nivel de confianza del 95 %.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Propiedades físicas y químicas del Suelo Agrícola (SA), Abono Orgánico (AO) y Lodo Residual (LR).

En el Cuadro 3 se muestran los valores promedio de pH, CE, MO y N total. Todos los datos se interpretaron de acuerdo a la NOM 021 (RECNAT, 2000) (ver anexos, Cuadros 1, 2, 3 y 4).

El SA presentó un pH con tendencia neutra, la CE se consideró despreciable, la MO se caracterizó como medio, el N total como muy bajo y la textura fue Franco arcillo arenoso (Porta *et al.*, 1999) (ver anexos, Figura 1). De acuerdo a estas características el suelo se considera óptimo para cultivo y dentro de los parámetros para un suelo cambisol.

El AO tiene un pH medianamente alcalino, CE muy fuertemente salino, contenido alto de MO y N total. El pH alcalino y la CE muy alta se deben a que a los equinos les suministran sales minerales como NaCl en su dieta ya que este sal la utiliza para sus actividades diarias y su desarrollo (Pistilli, 2009).

El LR tiene un pH neutro, CE moderadamente salino, MO y N total muy alto. La CE alta se debe a la cantidad de sales minerales durante el proceso de tratamiento, ya que las plantas de tratamiento de aguas residuales no los someten a procesos de estabilización (SEMARNAT, 2002).

Cuadro 3. Valores promedio de pH, MO, CE y N total del SA, AO y LR.

Parámetro	pH	CE (dS m ⁻¹)	MO (%)	N Total (%)
SA	7.00	0.14	6.42	6.90
AO	8.07	261.34	14.59	140.80
LR	6.88	2.65	55.77	261.40

Nota: solo se utilizaron 2 muestras. SA, suelo agrícola; AO, abono orgánico; LR, lodo residual; CE, conductividad eléctrica; MO, materia orgánica.

5.2. Análisis físicos y químicos de la vermicomposta.

En el cuadro 4 se observan los contenidos de pH, MO y CE de la vermicomposta a diferentes tiempos. Con respecto al tiempo, el pH a los 15 días presentó una tendencia fuertemente alcalina para SLAC10 y los demás tratamientos se consideran medianamente alcalinos y después decreció al final del proceso (60 días). SLAC40 presentó una tendencia moderadamente ácida, esto puede deberse a aún existe una actividad microbiana, esta disminución del pH no afectó la actividad de la lombriz durante la elaboración de la vermicomposta. No así en SLAC20 (pH neutro), y los tratamientos control y SLAC10 son moderadamente alcalinos. Suthar (2009) menciona una tendencia ácida que se debe a la producción de CO_2 , NH_4^+ , NO_3^- y ácidos orgánicos por la descomposición microbiana durante el proceso del vermicompostaje, el cual hace disminuir el pH del sustrato. Garg y colaboradores (2005), mencionan que el hábitat de la lombriz requiere de un pH de 6.8 a 7.8 para realizar sus actividades fisiológicas de crecimiento y reproducción.

De igual manera la MO, como el pH, tiende a decrecer en la vermicomposta al término del proceso. Esto se debe a que la lombriz y los microorganismos en parte consumen, para llevar a cabo sus actividades metabólicas. La disminución de la MO se debe a diversos factores que hacen que se pierda el Corg en el vermicomposteo (Singh *et al.*, 2010). Gupta y Garg (2008) y Yadav y Garg (2009), encontraron un decremento del Corg por consumo de la lombriz.

La CE incrementó en la vermicomposta de los diferentes tratamientos, ya que se presenta liberación de sales solubles como amonios y fosfatos después de la degradación de los compuestos más lábiles, de acuerdo a lo reportado por Lazcano y colaboradores (2008), y a su vez debido a los iones disponibles y minerales generados durante la ingestión y excreción de la lombriz (Garg *et al.*, 2005).

Los parámetros químicos (pH, MO y CE) de la vermicomposta a diferentes dosis de LR se encuentran dentro de la Norma Mexicana NMX-FF-109 (SAGARPA, 2007) por lo que consideran óptimos para su aplicación a un suelo de cultivo.

Cuadro 4. Contenido de pH, MO y CE de la vermicomposta a diferentes tiempos.

Tiempo (días)	Tratamiento (clave)	pH	MO (%)	CE (dS m ⁻¹)
15	SLAC	8.42 ^b	44.04 ^{de}	2.66 ^{hi}
	SLAC10	8.68 ^a	46.29 ^{efg}	3.28 ^g
	SLAC20	8.37 ^c	52.10 ^{hi}	3.81 ^e
	SLAC40	8.38 ^c	60.66 ^j	5.16 ^{cd}
30	SLAC	7.83 ^e	43.40 ^{de}	2.76 ^h
	SLAC10	6.94 ^j	47.22 ^{efgh}	5.23 ^{bcd}
	SLAC20	7.09 ⁱ	49.21 ^{fghi}	5.41 ^b
	SLAC40	7.12 ⁱ	49.94 ^{fghi}	5.35 ^{bc}
45	SLAC	8.09 ^d	34.38 ^{ab}	2.51 ⁱ
	SLAC10	7.60 ^g	36.59 ^{bc}	3.41 ^{fg}
	SLAC20	6.58 ^l	51.74 ^{hi}	5.08 ^a
	SLAC40	7.50 ^h	53.25 ⁱ	3.49 ^f
60	SLAC	7.76 ^f	30.68 ^a	2.61 ^{hi}
	SLAC10	7.49 ^h	39.81 ^{cd}	3.94 ^e
	SLAC20	6.77 ^k	45.13 ^{ef}	5.14 ^d
	SLAC40	6.34 ^m	50.88 ^{ghi}	6.05 ^a

Las letras en la misma columna denotan diferencias ($p < 0.05$). S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en Mg ha⁻¹).

5.2.1. Relación C/N

En el Cuadro 5 se muestra la relación C/N de la vermicomposta a través del tiempo. La relación C/N disminuyó hasta llegar a la estabilidad ya que una composta madura es cuando el valor de la relación C/N se encuentra entre 15 y 25 de acuerdo a Defrieri y colaboradores (2005). Esta relación de C/N proporciona una estimación de las fracciones biológicamente degradables de C y N en la composta. Por otra parte la estabilización de la vermicomposta inicia a partir de los 30 días, aunque el tratamiento control (SLAC) comenzó a los 45 días. Pasado este tiempo hasta los 60 días el comportamiento no cambia. En el subsistema de vermicompostaje la pérdida de C como CO₂ junto con las actividades respiratorias de las lombrices y la asociación con la microflora, y simultáneamente la adición de N en el material del sustrato por las lombrices inoculadas hacen que baje la relación C/N del sustrato (Suthar, 2009).

La disminución de la relación C/N puede explicarse debido a que la descomposición microbiana contribuye al proceso de compostaje y la presencia de lombrices acelera el proceso de descomposición. También se atribuye a la combustión de las sustancias de carbón durante la respiración y la incorporación de los derivados de las plantas que son materiales orgánicos y el tránsito de la MO a través del intestino de la lombriz (Chaudhuri *et. al.*, 2000).

Cuadro 5. Valores de la relación C/N durante el vermicompostaje

Tiempo (días)	Tratamiento (clave)	C Orgánico (%)	N Total (%)	Relación C/N
15	SLAC	25.54	0.77	33.32
	SLAC10	26.85	0.85	31.71
	SLAC20	30.22	1.07	28.37
	SLAC40	35.19	1.29	27.33
30	SLAC	25.18	0.83	30.70
	SLAC10	27.39	1.18	23.25
	SLAC20	28.54	1.16	24.67
	SLAC40	28.97	1.42	20.37
45	SLAC	19.94	0.80	24.82
	SLAC10	21.23	0.90	23.59
	SLAC20	30.01	1.26	23.80
	SLAC40	30.89	1.25	24.74
60	SLAC	17.80	0.66	27.09
	SLAC10	23.09	1.06	21.73
	SLAC20	26.18	1.10	23.79
	SLAC40	29.52	1.32	22.33

S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en Mg ha⁻¹).

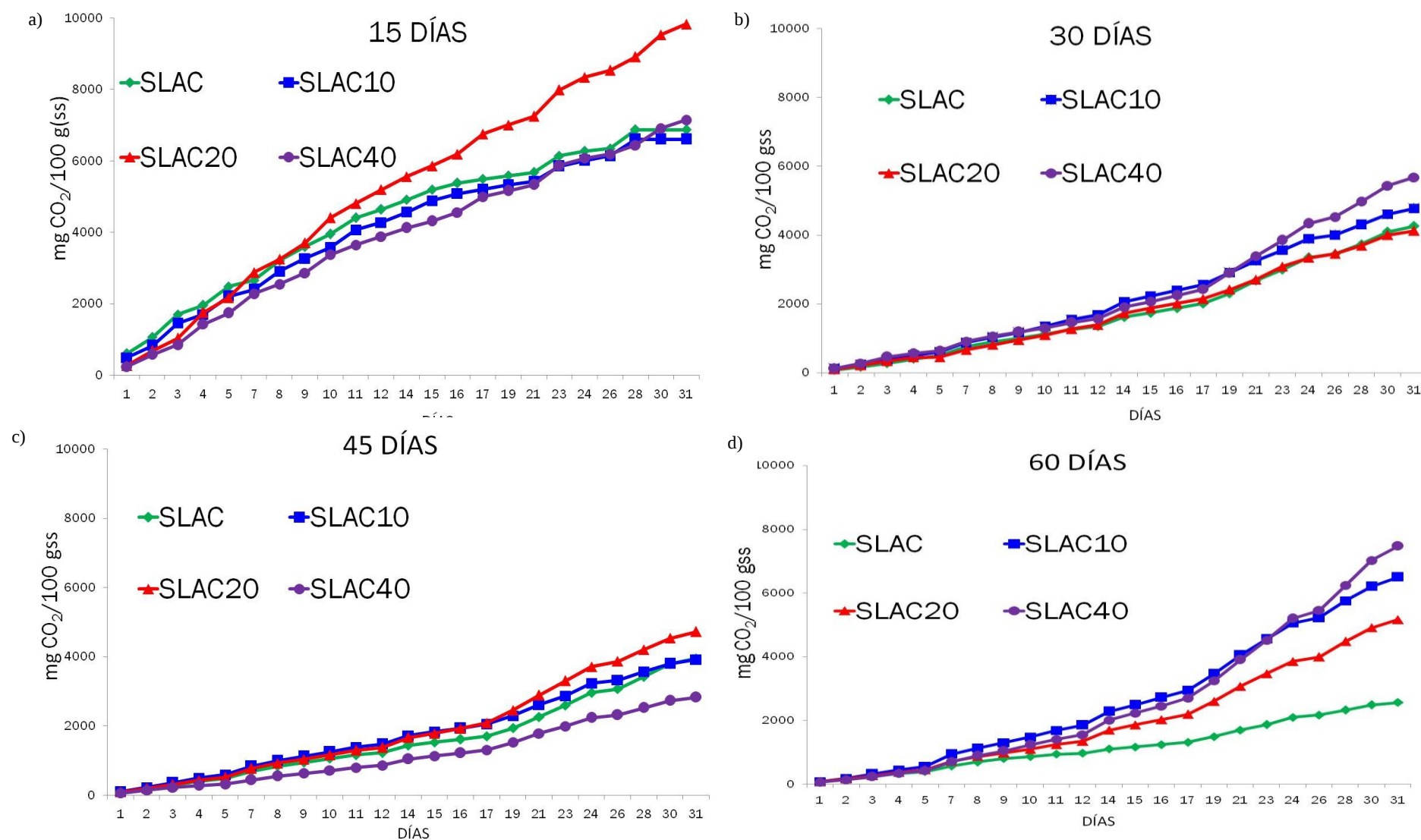
5.3. Respiración

En la Gráfica 1 (a, b, c y d) se observa la evolución del CO₂ de cada tratamiento con respecto a los tiempos (el subíndice es el día) de incubación y el orden decreciente de la actividad respiratoria es: $t_{15} > t_{60} > t_{30} > t_{45}$. Este orden indica que a los 15 días (t_{15}) se dio la mayor actividad y la menor a los 45 días (t_{45}). La conducta periódica de la actividad respiratoria obedece a que durante la etapa t_{30} , la lombriz y los microorganismos no están estimulados para llevar a cabo la descomposición de los residuos orgánicos, debido a la saturación del sustrato. Coyne (1999), menciona que el paso del tiempo los microorganismos entran en un estrés fisiológico y solo permanecen latentes para realizar sus necesidades básicas. Al tiempo (t_{60}) la lombriz estimula la actividad de los microorganismos para llevar a cabo el proceso de mineralización del C y la actividad respiratoria debido a la fragmentación de la MO por parte de la lombriz, lo cual permite el flujo de CO₂, H₂O y nutrientes (McInerney y Bolger, 2000).

Con relación a la mayor actividad respiratoria de los tratamientos y el tiempo como se muestra en la Gráfica 1a a t_{15} el tratamiento que más respira es SLAC20, para t_{30} es SLAC40 (Gráfica 1b), a t_{45} , en SLAC20 (Gráfica 1c) y a t_{60} fue SLAC40 (Gráfica 1d). De acuerdo a la evolución de CO₂ en los tratamientos los que mayor actividad respiratoria presentaron fueron SLAC20 (dosis media de LR) y SLAC40 (dosis alta de LR), debido a que estuvo presente la MO en dosis alta y media y presentó una mayor producción de CO₂, a medida que se consume el Corg, lo que favorece que se lleve a cabo el proceso de mineralización por parte de los microorganismos y la lombriz y una disminución del Corg. Barrena y colaboradores (2006), comentan que los microorganismos respiran más rápidamente en presencia de grandes cantidades de MO disponible. La dosis media (SLAC20) desarrolla una mayor actividad respiratoria debido a que el sustrato en que se encuentra presenta un ambiente ácido que indica una gran actividad microbiana y producción de ácidos orgánicos, a su vez cuando al final del vermicomposteo el pH disminuye se debe a la producción de CO₂ y ácidos orgánicos (Premuzic *et al.*, 2002; Kaushik y Garg, 2004).

Atiyeh y colaboradores (2000), realizaron estudios de respiración en el vermicomposteo empleando abono de vaca y trabajando con *E. andrei*, y también encontraron que la respiración disminuyó 40% al finalizar el proceso, dando lugar a la evolución del abono y una estabilidad de la MO.

EVALUACIÓN DE LA BIOMASA Y MINERALIZACIÓN DEL CARBONO Y NITRÓGENO DURANTE EL PROCESO DE VERMICOMPOSTEO UTILIZANDO RESIDUO ANIMAL Y LODO RESIDUAL



Gráfica 1. Evolución del CO₂ de la respiración en vermicomposta (S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en Mg ha⁻¹)) a) 15 días, b) 30 días, c) 45 días y d) 60 días de incubación.

5.4. Cinética de mineralización del C

Con respecto a la cinética de mineralización del C (Gráficas 1-5) todas se ajustan a un modelo de primer orden, ya que al ajustarse se hacen presentes 2 etapas que consisten en dos procesos sucesivos: el primero comienza con la mineralización de un sustrato relativamente lábil (azúcares simples, ácidos orgánicos y proteínas), y el segundo con un sustrato más recalcitrante (lignina, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, humatos y C físicamente protegido) (Espinoza, 2004).

En estas gráficas se muestran los valores de las constantes de mineralización “K1” y “K2” y el cambio de “r” (coeficiente de correlación). A t_{15} el tratamiento SLAC40 se realizó un “corte” en el día 12 debido a que se supone se agota el sustrato lábil, siendo mayor para SLAC10 (día 19), SLAC20 (día 15) y SLAC (día 17). Lo que indica que en este tiempo la forma lábil se descompuso y da paso a formas más recalcitrantes. El valor de las constantes cinéticas fue $K1 < K2$ debido a que se estuvo descomponiendo C lábil con mayor velocidad en este tiempo.

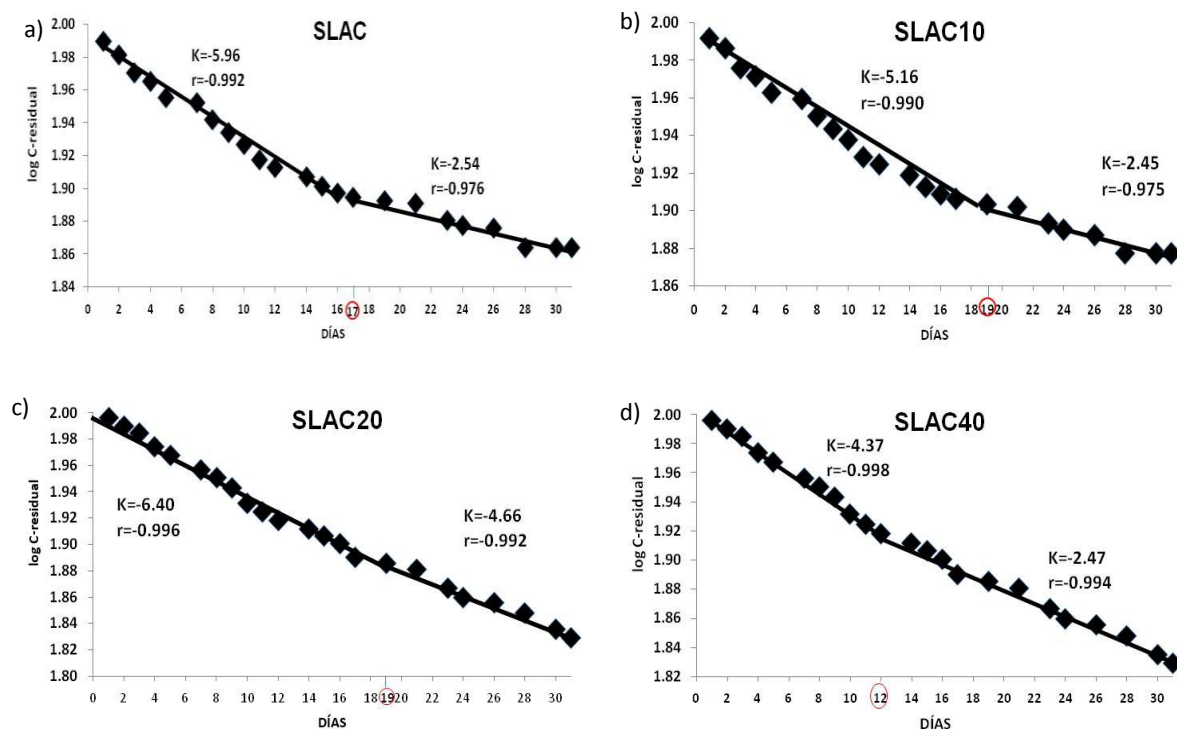
Para t_{30} el cambio de C lábil a recalcitrante se presentó al día 12 para SLAC10 y SLAC20, al día 14 para SLAC40 y al día 23 para SLAC. El valor de las constantes cinéticas fue $K1 > K2$ debido a que bajo la velocidad de descomposición del C lábil en este tiempo. A t_{45} el cambio de C lábil a recalcitrante se presentó al día 12 para SLAC40, al día 17 para SLAC20, al día 19 para SLAC y al día 23 para SLAC10. El valor de las constantes cinéticas fue $K1 > K2$ debido a que bajó la velocidad de descomposición del C lábil en este tiempo. El último tiempo t_{60} se cambió de C lábil a recalcitrante al día 11 para SLAC y al día 12 para SLAC40, SLAC10 y SLAC20. El valor de las constantes cinéticas fue $K1 > K2$ debido a que bajo la velocidad de descomposición del C lábil en este tiempo. En los tiempos t_{30} , t_{45} , t_{60} la velocidad de mineralización fue decreciendo con respecto al valor de K2 y se estabilizó la velocidad de mineralización cuando a t_{60} el corte del cambio de “r” se dio en el día 12 en todos los tratamientos con dosis de LR y el control en el día 11.

La disminución de la velocidad de mineralización se debe a que consumió las formas de C lábil como azúcares simples, ácidos orgánicos o proteínas y la presencia de sustancias recalcitrantes, ácidos húmicos y sustancias pépticas que son más difíciles de digerir (Espinoza, 2004). Álvarez y Álvarez (2000), comentan que los componentes lábiles de la MO del suelo juegan un papel importante en el

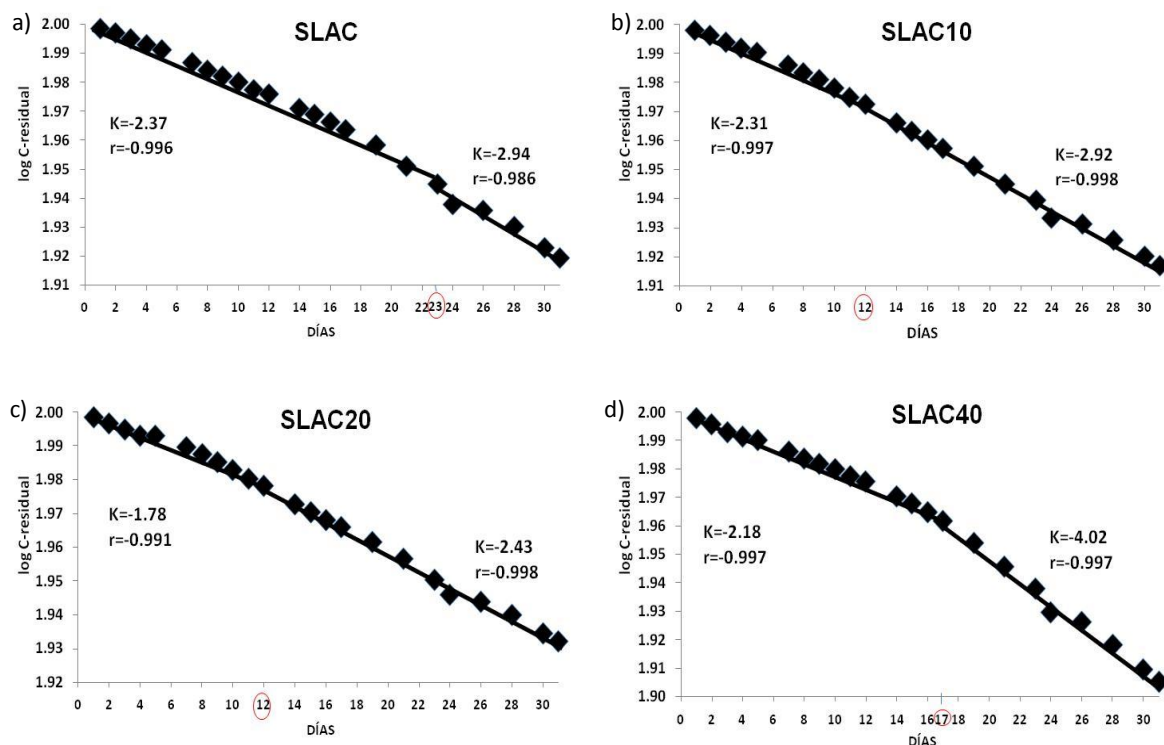
cambio de nutrientes y son los responsables de la estabilidad temporal del sustrato y constituyen la fracción ligera de la MO.

El tratamiento que terminó más rápido en función a su velocidad de mineralización (K₂) fue SLAC10, seguido de SLAC20, SLAC y SLAC40, por lo que la dosis que se encuentra más madura y se puede utilizar como una vermicomposta adecuada para su uso en el suelo o enmienda es SLAC10.

EVALUACIÓN DE LA BIOMASA Y MINERALIZACIÓN DEL CARBONO Y NITRÓGENO DURANTE EL PROCESO DE VERMICOMPOSTEO UTILIZANDO RESIDUO ANIMAL Y LODO RESIDUAL

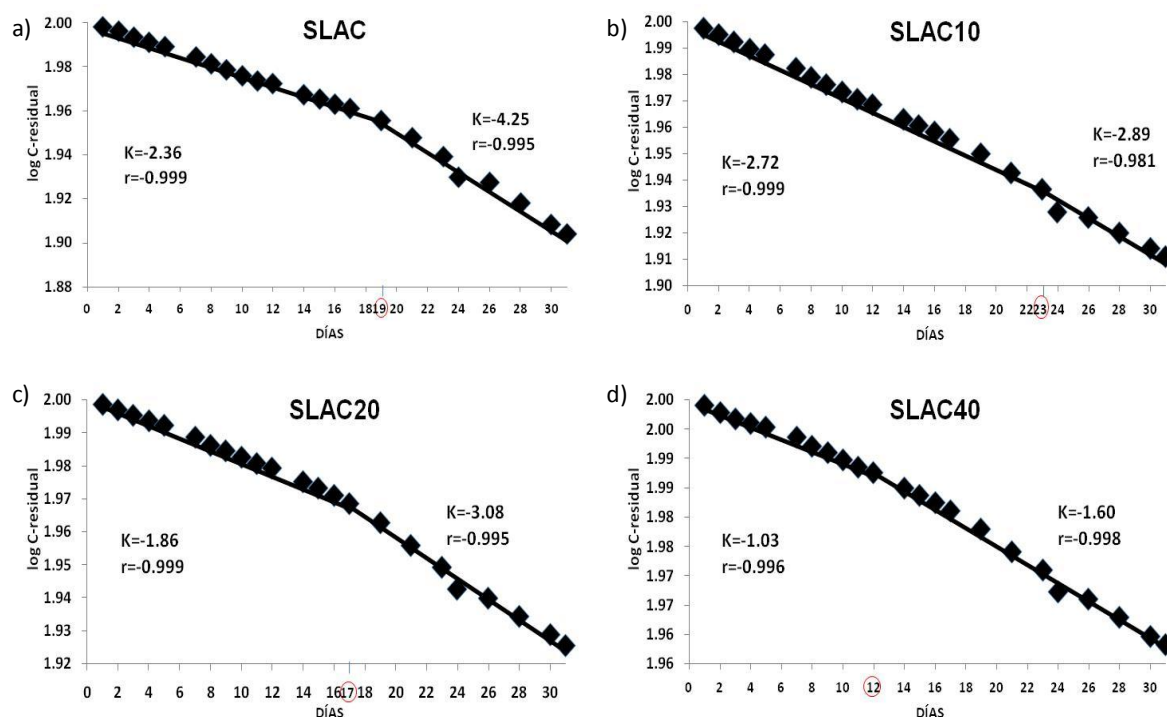


Gráfica 2. Cinética de mineralización del C a los 15 días en los diferentes tratamientos (S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en $Mg\ ha^{-1}$)).

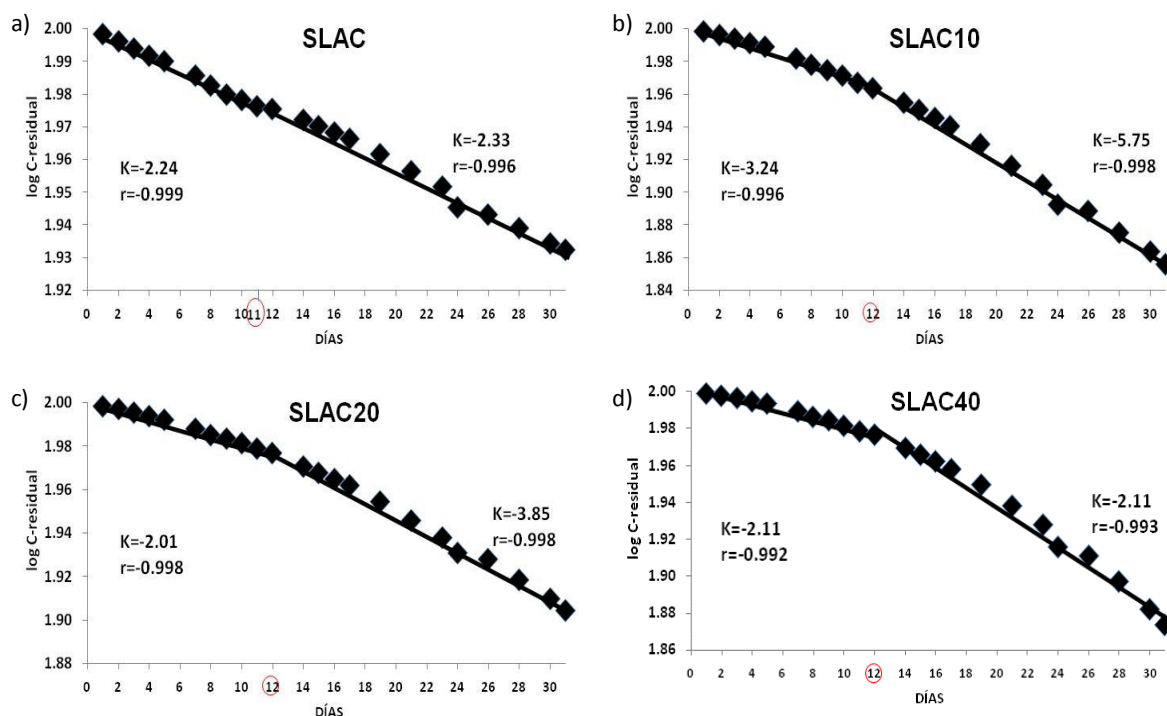


Gráfica 3: Cinética de mineralización del C a los 30 días de los diferentes tratamientos. (S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en $Mg\ ha^{-1}$)).

EVALUACIÓN DE LA BIOMASA Y MINERALIZACIÓN DEL CARBONO Y NITRÓGENO DURANTE EL PROCESO DE VERMICOMPOSTEO UTILIZANDO RESIDUO ANIMAL Y LODO RESIDUAL



Gráfica 4.: Cinética de mineralización del C a los 45 días de los diferentes tratamientos. (S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en $Mg\ ha^{-1}$)).



Gráfica 5. Cinética de mineralización del C a los 60 días de los diferentes tratamientos. (S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en $Mg\ ha^{-1}$)).

5.5. Biomasa Microbiana (BM)

En el Cuadro 6 se muestran los datos obtenidos de la BM. Esta experimentó una serie de cambios a través del tiempo debido a la actividad de la lombriz, lo que favoreció el decremento de la BM. Durante la ingesta de la lombriz, la población microbiana tiende a decrecer debido a que estos microorganismos forman parte de la dieta, lo que hace que la BM disminuya (Caravaca y Roldán, 2003; Aira *et al.*, 2007). La BM forma parte de la fracción orgánica del suelo, la BM es un agente determinante en la descomposición de la MO la cual controla la tasa en la que los nutrimentos son transformados para quedar disponibles o ser absorbidos por el cultivo (Quirós y Ramírez, 2006) por ello la importancia de medir este parámetro. La lombriz modifica la estructura del suelo y a su vez libera elementos que sirven de alimento para otros microorganismos. Las lombrices son organismos selectivos ya que consumen fracciones de suelo con altas concentraciones de microorganismos y no todos los microorganismos ingeridos mueren durante el paso a través del intestino de la lombriz. La reducción de la BM incrementa el C orgánico extractable y N mineral indicando que la relación microbiológica inmoviliza los nutrientes y se ve mejorado por las lombrices (Gui *et al.*, 2000).

La dinámica de la BM es afectada principalmente por el aporte del sustrato, la temperatura del suelo y la disponibilidad del agua (Toniutti *et al.*, 1999).

Un alto contenido de sodio presente en el abono orgánico puede tener un efecto perjudicial sobre la actividad microbiana del suelo lo que pudo hacer que la biomasa microbiana decreciera (Contreras *et al.*, 2006).

Cuadro 6. Valores del flujo de C, del C asociado a la BM y su relación con el C total del suelo

	CLAVE	Flujo de C	C-Biomasa µgC/Kgss
15 DÍAS	SLAC	147.46	327.69
	SLAC10	77.70	172.66
	SLAC20	247.25	549.44
	SLAC40	179.19	398.20
30 DÍAS	SLAC	133.52	296.71
	SLAC10	150.62	334.70
	SLAC20	132.83	295.18
	SLAC40	234.55	521.23
45 DÍAS	SLAC	46.08	102.39
	SLAC10	54.19	120.43
	SLAC20	135.52	301.14
	SLAC40	31.04	68.97
60 DÍAS	SLAC	57.37	127.48
	SLAC10	139.69	310.42
	SLAC20	93.84	208.52
	SLAC40	155.89	346.43

S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en Mg ha⁻¹).

5.6. Nitrógeno y mineralización del N

En el Cuadro 7 se observan los resultados de N inorgánico total, amoniacal, nitratos y nitritos al inicio y al final del proceso de la incubación de la vermicomposta. La mineralización del N es un proceso en el cual el N orgánico es convertido en formas inorgánicas para que esté más disponible para las plantas. El N en el estiércol se presenta en ambas formas (orgánicas e inorgánicas). El N inorgánico se presenta en forma de amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-), que es la forma disponible para las plantas. En los sistemas de forraje estiércol, la mineralización de éste ayuda a cubrir la demanda de N que necesitan los cultivos y a su vez minimizan el potencial de contaminación de los mantos freáticos (Crohn, 2004). Una hipótesis que se tiene acerca de la pérdida de amonio es por la nitrificación, y el proceso de desnitrificación, típico del intestino anaeróbico de la lombriz el cual usa el amonio y el nitrato como recurso para producir NO_2 (Aira y Domínguez, 2009).

El N inorgánico total presentó un comportamiento descendente a través del tiempo en la vermicomposta a excepción del tratamiento control que tuvo un aumento a los 45 días; a los 60 días se presentó el mismo comportamiento en los demás tratamientos (Cuadro 7). La adición de los desechos orgánicos y lodos residuales conduce a un aporte de una gran cantidad de nitrógeno, donde este compuesto es muy demandante en el suelo y para su aprovechamiento por las plantas es necesario que se mineralice en compuestos inorgánicos como el amonio, nitratos y nitritos, el cual va a depender del clima, vegetación, topografía, la edad y la administración del suelo; así como de la temperatura y la humedad (Coyne, 1999).

El amonio disminuyó durante la respiración a los 15, 30 y 45 días pero, a los 60 días el amonio aumentó en la dosis mayor. Este comportamiento general de la disminución del amonio obedece a que se llevó a cabo la mineralización del N y estudios de Fredrickson y colaboradores (2007), mencionan que puede presentarse una pérdida por volatilización del amonio.

En cuanto a los nitratos y nitritos presentan una disminución al final de la incubación con respecto al inicio esto debido a que puede haber pérdida por lixiviación (Paul y Clark, 1996).

En cuanto al N total a los 15 días éste presentaron un aumento al final del tiempo de incubación este puede ser debido a los efectos de la mineralización de la MO. El N

presenta una dinámica variable con el paso del tiempo (30, 45 y 60 días) presentando una tendencia a disminuir lo cual se le atribuye a su uso como nutrimento de la lombriz y a procesos de desnitrificación y pérdidas en forma de amonio por efectos de volatilización o por lixiviación (Fernández, 2008). La reducción del N-Total se puede deber también a la pérdida del N-NH_4 , por el pH elevado del sustrato (Paul y Clark, 1996).

Puesto que una proporción significativa del N disponible en el suelo se deriva de la mineralización de la materia orgánica soluble, conocer la cantidad de N mineralizable es importante para determinar la dosis de fertilizante que optimiza los rendimientos del cultivo, sin incrementar la alteración ambiental por pérdidas de este elemento y la consecuente contaminación de suelos y aguas (Quirós y Ramírez, 2006).

Un alto nivel de la actividad de mineralización en los primeros estados de descomposición, se asocia al alto contenido de los nutrientes relativamente más disponibles (Yakushev *et al.*, 2009).

Las lombrices tienen un gran impacto en las transformaciones de N en el estiércol ya que aumentan la mineralización de este, y por lo tanto el N mineral puede retenerse en forma de nitratos (Garg *et al.*, 2005).

El N es limitado por los microorganismos en los tratamientos con lombrices. Posiblemente las lombrices y microorganismos compiten por el N. Las lombrices incorporan grandes cantidades de N en su tejido por lo que existe menos disponibilidad de este en las excretas para los microorganismos y el suelo. La competencia por el N entre las lombrices y microorganismos tiende a ser muy alto, por lo que la disponibilidad de este es limitado (Ernst *et al.*, 2009).

Cuadro 7. Nitrógeno al inicio y final del proceso de mineralización del N (día 1 y 31 días de incubación) para los diferentes días y tratamientos.

CLAVE	INICIALES			FINALES			TOTAL (%)
	INORGÁNICO	AMONIACAL	NO ₂ y NO ₃	INORGÁNICO	AMONIACAL	NO ₂ y NO ₃	
	mg N/100g ss						
15 DÍAS							
SLAC	7.450	4.560	2.890	8.399	4.162	4.237	76.65
SLAC10	8.496	4.173	4.323	10.143	6.621	3.522	84.69
SLAC20	13.659	7.599	6.060	16.333	4.120	12.212	106.50
SLAC40	10.564	8.4114	2.153	16.749	5.384	11.365	128.75
30 DÍAS							
SLAC	5.083	4.457	0.626	3.112	2.845	0.267	83.42
SLAC10	15.670	11.354	4.316	4.673	4.490	0.183	117.82
SLAC20	16.101	15.167	0.934	3.968	3.955	0.014	115.68
SLAC40	29.917	27.196	2.720	5.254	5.107	0.146	142.23
45 DÍAS							
SLAC	2.961	2.153	0.808	4.329	3.545	0.784	80.36
SLAC10	10.275	4.536	5.738	9.330	8.604	0.726	90.10
SLAC20	9.617	4.857	4.760	5.077	4.418	0.659	126.47
SLAC40	7.131	5.286	1.845	3.923	3.711	0.212	124.82
60 DÍAS							
SLAC	7.334	4.655	2.679	3.393	3.297	0.096	65.68
SLAC10	10.108	5.804	4.304	6.026	3.685	2.342	106.22
SLAC20	20.666	7.400	13.266	4.448	4.209	0.239	110.03
SLAC40	39.737	3.917	35.820	7.162	7.053	0.109	132.16

S, Suelo; L, Lombriz; AC, Abono de Caballo ó Abono Orgánico; 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en Mg ha⁻¹).

6. Conclusiones

El uso de abonos orgánicos y lodos residuales donde *E. fetida* participa para la elaboración de la vermicomposta se apega a un producto elaborado dentro de los estándares para su uso.

El aporte de materiales orgánicos (deyecciones de animales y reservas) permiten aumentar el contenido de C y N en el suelo, creando un ambiente favorable para la vida microbiana, a su vez se encontró que a los 60 días los tratamientos con dosis de LR de acuerdo a la relación C/N, la vermicomposta ya está madura para poderla aplicar a los suelos.

El pH, la MO y la CE se encontraron dentro de la Norma Oficial Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2007, la MO disminuyó, y la CE se incrementó al término de la elaboración de la vermicomposta.

La actividad respiratoria y cinética de mineralización medida en SLAC20 determinó que esta vermicomposta es la adecuada por que presentó mayor estabilidad en las propiedades químicas por lo que se puede recomendar como mejorador de suelo.

La mineralización del N en sus diferentes formas se favoreció en la vermicomposta y esto hace que sea una fuente de nitrógeno útil para el suelo y planta.

Las vermicompostas elaboradas con sustrato de caballo son excelentes fuentes de Corg, MO y N.

La lombriz se puede utilizar como un bioindicador para monitorear el estado del ecosistema y sus cambios.

7. Recomendaciones

- Debido a los valores de CE que se encuentran por arriba de los 4 dS m⁻¹, se recomienda controlar los lixiviados para evitar el incremento de la salinidad del suelo, a su vez esto lo podemos disminuir agregándole cal para neutralizar estos lixiviados y posteriormente analizar nuevamente la CE y si ya se encuentra estable se pueden adicionar nuevamente al sustrato.
- Realizar a las compostas un análisis de metales pesados para verificar si este no afecta la mineralización del C durante el proceso.
- Realizar un estudio de las enzimas para corroborar el efecto benéfico de la vermicomposta y proponerla como un fertilizante orgánico con excelentes valores nutrimentales.

8. Referencias

1. Agronomy No. 9, (1986). Methods of soil analysis. Madison Wisconsin. USA.
2. Aira, M. and Domínguez, J. (2009). Microbial and nutrient stabilization of two animal manures after the transit through the gut of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny, 1826). J. Hazard. Mater. 161:1234-1238.
3. Aira, M. Monroy F. and Domínguez, J. (2007). Earthworms strongly modify microbial biomass and activity triggering enzymatic activities during vermicomposting independently of the application rates of pig slurry. Science of the Total Environment 385:252-261.
4. Álvarez, R. and Álvarez, R.C. (2000). Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. Soil Science American Journal. 64:184-189.
5. Andrade, M. L. Marcet, P., Reyzábal, M. L y Montero, M. J. (2000). Contenido, evolución de nutrientes y productividad en un suelo tratado con lodos residuales urbanos. Edafología. 7, 3. 21-29.
6. Atiyeh, R. Subler, M., Edwards, S., Bachman, A., Metzger, G., and Shuster, W. (2000). Effects of vermicomposts and composts on plant growth in horticultural container media and soil. Pedobiologia. 44: 579-590.
7. Atiyeh, R. M., Arancon, N. Q., Edwards, C. A., Metzger, J. D. (2002). The influence of earthworm-processed pig manure on the growth and the productivity of marigolds. Biores Technol. 81: 103-108.
8. Barrena, G. R., Vázquez, F. and Sánchez, A. (2006). The use of respiration indices in the composting process: A review. Waste Manage Res. 24:37-47.
9. Bohn, H. L., Mcneal, B. L. y O'conor, G. A. (1993). Química del suelo. Limusa. México. Pp. 270-275.
10. Boyle, M. (1990). Biodegradation of land-applied sludge. Jour. Environ. Qual. 640:643.
11. Brewer, L. J. y Sullivan, D. M. (2003). Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. Compost Science & Utilization. 2:96-112.
12. Cabañas, D. D., Sánchez, M. A., Urpilainen, S. T., Kamilaki, A. and Stentiford, E. J. (2005). Assessing the stability and maturity of compost at large-scale plant.

Ingeniería, 9-2: 25-30.

13. Capistrán, F., Aranda, E. y Romero, J.C. (2001). Manual de reciclaje, compostaje y lombricompostaje. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Ver. 150 p.
14. Caravaca, F. and A. Roldán (2003). Effect of *Eisenia foetida* earthworms on mineralization kinetics, microbial biomass, enzyme activities, respiration and labile C fractions of three soils treated with a composted organic residue. Biol. Fertil. Soils 38:45-51.
15. Carbonell, G., J. Pro N. G., M. M. Babin, C. Fernandez, E. Alonso and J. V. Tarazona (2009). Sewage Sludge applied to agricultural Soil: Ecotoxicological effects on representative soil organisms. Ecotoxicology and Environmental Safety 72:1309-1319.
16. Cardoso, V. L. (2002). Sistema de vermiestabilización para plantas de tratamiento municipal. XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental Cancún, México.
17. Cédric F., Maelenn, P. and Sabine, H. (2005). Stabilization of organic matter during composting influence of process and feedstocks. Compost Science & Utilization. Vol. 13, No. 1: 72-83
18. Cetenal (1976). Carta edafológica. Esc. 1:50,000. México, 1976, hoja Toluca, E14 A 38.
19. Chaudhuri, P., Pal, K., Bhattacharjee, G. and Dey, S. (2000). Chemical changes during vermicomposting (*Perionyx excavatus*) of kitchen wastes. Trop. Ecol. 41(1):107-110.
20. Comisión del Medioambiente Regional de los Lagos (CONAMA) (2003). Manual de compostaje casero. Chile: Comisión del Medioambiente Region de los Lagos Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ).
21. 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. 31(1): 37 - 52.
22. Coyne, M. (1999). Microbiología del suelo: enfoque exploratorio. Paraninfo. Madrid. 602 p.

23. Crohn, D. (2004). Nitrogen mineralization and its importance in organic waste recycling. Disponible en red (http://ucanr.org/alf_symp/2004/04-277.pdf). Consultado el 6-10-10.
24. Defrieri, R. L., Jiménez, M. P., Effron, D. y Palma, M. (2005). Utilización de parámetros químicos y microbiológicos como criterios de madurez durante el proceso de compostaje. *Agriscientia* 22(1):25-31.
25. Dekker, H. (2002). Earthworms. *Encyclopedia of Soil Science*. 370-373.
26. Delgado, A. M. del M., Porcel, M. A., Miralles de Imperial, R., Beltrán, E. y Bigeriego, M. y Martínez, M. (2004). Efecto de la Vermicultura en la descomposición de Residuos orgánicos. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 20(2):83-86.
27. Del Aguila, P J. (2011). Evaluación del proceso de vermicomposteo de lodos residuales y abono orgánico para su aplicación a suelos agrícolas. Tesis Doctoral. UAEH. Pp90.
28. Domínguez, J., Parmelee, R. W. and Edwards, C. A. (2003). Interactions between *Eisenia andrei* (Oligochaeta) and nematode populations during vermicomposting. *Pedobiologia*. 47: 53-60.
29. Engels, C., Marschner, H. (1995) Plant uptake and utilization of nitrogen. In: Bacon, P. ed. *Nitrogen fertilization in the environment*. Marcel Dekker, Inc. N.Y. U.S.A. Pp 41-81.
30. EPA. Septiembre de 2000 Folleto informativo de tecnología de biosólidos. Aplicación de biosólidos al terreno. Environmental Agency Protection. Washington, D.C.
31. Ernst, G., Henseler, I., Felton, D. and Emmerling, C. (2009). Descomposition and mineralization of energy crop residues governed by earthworms. *Soil Biol. & Biochem.* 41:1548:1554.
32. Espinoza, Y. (2004). Calidad de la materia orgánica bajo diferentes prácticas de manejo en un suelo ácido tropical. *Rev. Fac. Agron.* 21:126-140.
33. Fernández (2008). Disponible en línea (<http://akumaterekua.virtualizate.com/vermicomposta.html>). Consultado el 29-Septiembre-2010.
34. Ferruzzi, C. (1994). *Manual de lombricultura*. Edit. Mundi-Prensa. España.

35. Fredrickson, J., Howell, G. and Hobson, A. M. (2007). Effect of precompost and vermicomposting on compost characteristic. *European J. of Soil. Biol.* 43:5320-5326.
36. García, P. R. E. (2006). La lombriz de tierra como biotecnología en agricultura. Universidad Autónoma de Chapingo. 177 p.
37. Garg, V. K., Chand, S., Chhillar, A. and Yadav, A. (2005). Growth and reproduction of *Eisenia fetida* in various animal wastes during vermicomposting. *Applied ecology and environmental research* 3(2):51-59.
38. Garg V., Yadav Y., Sheoran, A., Chand, K., y Priva. (2006). Livestock excreta management through vermicomposting using an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. *The Environmentalist*, 26(4):269-276.
39. Gobierno del estado de México. Secretaria de agua y obra pública. 2007. El agua ciclo de un destino. Retorno al origen. Biblioteca Mexiquense del Bicentenario. <http://www.edomex.gob.mx/agua/media/swf/capituloiv.swf>
40. Gómez, Y. y J. Paolini (2006). Actividad microbiana en suelos de sabanas de los llanos orientales de Venezuela convertidos en pasturas. *Rev. Biol. Trop.* 54(2)
41. Guerrero, G. A. (1990). El suelo, los abonos y la fertilización de los cultivos. Ed. Mundi Prensa. Madrid.
42. Gui, B. Z., Tong, G., Shou, T., Kui, J. and Sun, Z. (2000). Changes in microbial biomass C, N and P and enzyme activities in soil incubate with the earthworms *Metaphire guillelmi* or *Eisenia fetida*. *Soil Biology & Biochemistry* 32:2055-2062.
43. Gupta, R. and Garg, V. K. (2008). Stabilization of primary sewage sludge during vermicomposting. *Journal Hazardous Materials*. 153: 1023–1030.
44. Henríquez, C., Castro, A. y Bertsh, F. (2008). Capacidad de suplemento de nutrientes de los fertilizantes orgánicos. IX Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo. Quito.
45. Huang, C. C. and Chen, Z. S. (2009). Carbon and nitrogen mineralization of sewage sludge compost in soils with a different initial pH. *Soil Science and Plant Nutrition* 55:715-7254.
46. Huang G.F., Wong, J., Nagar, B. B., Wu, Q. T. and Li, F. B. (2005). Bioavailability of heavy metals during humification of organic matter in Pig Manure compost.

[Http://www.eco-web.com/editorial/050915.html](http://www.eco-web.com/editorial/050915.html).

47. INEGI. Edición 1999. Anuarios de estadísticas por entidad federativa. Gobierno del Estado de México.
48. Kale, R. D., Malesh, B. C., Bano, K. and Bagyaraaj, D. J. (2003). Influence of vermicompost application on the available macronutrients and selected microbial population in a paddy fields. *Soil Biol. Biochem.* 24: 1317-1320.
49. Kaushik, P. y Garg, V. K., (2004). Dynamics of biological and chemical parameters during vermicomposting of solid textile mill sludge mixed with cow dung and agricultural residues. *Bioresource Technol.* 94, 203–209.
50. Killpack, S. C. y Bucholz, D. (1993) Nitrogen in the environment: Nitrogen's most common forms. Department of Agronomy of Missouri-Columbia. [WQ252].
51. Lazcano, C., M., Gómez, B. and Domínguez, J. (2008). Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere* 72: 1013-1019.
52. Loh, T. H., Lee, Y. C., Liang, J. B., y Tan, D. (2005). Vermicomposting of cattle and goat manures by *Eisenia foetida* and their growth and reproduction performance. *Bioresource Technology.* 96:111-114.
53. Mangrich, A. S., Lobo, M. A., Tanck, C. B., Wypych, F. E., Toledo, B. S. and Guimarães, E. (2000). Criterious Preparation and Characterization of Earthworm-composts in View of Animal Waste Recycling. Part I. Correlation between Chemical, Thermal and FTIR Spectroscopic Analyses of Four Humic Acids from Earthworm-composted Animal Manure. *J. Braz. Chem. Soc.*, 2: 164-169.
54. Martín del Campo, M. G. (1996), Caracterización de lodos residuales de dos plantas tratadoras de agua (Toluca Norte y EPPCA) del Edo. de Méx. Para una propuesta de utilización en la agricultura. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias. Toluca, México
55. Martínez, R.F., Calero, B., Nogales, R. y Rovesti, L. (2003). Lombricultura. Manual práctico. Primera edición. La Habana, Cuba. p. 72.
56. Mathur, P., Owen, G., Dinel, H. and Schnitzer, M. (1993). Determination of compost biomaturity. *Biological Agriculture on Horticulture.* 10: 65-85
57. Mc.Grath, S. P. (2000) Long-term changes in the extractability and bioavailability of

- zinc and cadmium after sludge application. Journal of Environmental Quality. 29:895-880.
58. McInerney, M and Bolger, T. (2000). Temperature, wetting cycles and soil texture effects on carbon and nitrogen dynamics in stabilized earthworm casts. Soil Biol. Biochem. 32: 335-349.
59. Melgarejo, P. M., Ballesteros, M. and Bendeck, L. (1997). Evaluación de algunos parámetros fisicoquímicos y nutricionales en humos de lombriz y composta derivados de diferentes sustratos. Revista Colombiana de Química. 26(2).
60. Montgomery, D. C. (2003). Diseño y Análisis de Experimentos, Iberoamericana, Mex. D. F. Pp. 520-595.
61. Morales, M., Fernández, M., Montiel, A. y Peralta, B. (2009). Evaluación de sustratos orgánicos en la producción de lombricomposta y el desarrollo de lombriz (*Eisenia foetida*). Biotecnia 11(1):19-26.
62. Nájera, A. (1999). Evaluación del composteo como método para el tratamiento de los residuos cítricos, probando dos diferentes sistemas de aeración. Tesis de maestría en ingeniería ambiental. Facultad de Ingeniería de la UADY. Mérida, Yucatán, México. 83 p.
63. Navarro, G. (2000). Química agrícola, Mundi-prensa. España. Pp 467-490.
64. NMX-FF-109-SCFI-2007. Humus de Lombriz (Lombricomposta)-Especificaciones y métodos de prueba. Pp 24.
65. Otero, S. O. (2010). Producción y Evaluación de vermicomposta en hormigueros, Sierra Nanchititla, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Planeación Urbana y Regional. Toluca, México.
66. Panikov, N. (2005). Microbial Process/Kinetics. Stevens Institute of Technology, Hoboken, NJ, USA, O. Elsevier Ltd. All Rights Reserved.pag 463-479.
67. Paul, E. A. and Clark, F. E. (1996). Soil Microbiology and biochemistry. 2^{da} Ed. Academic Press USA. Pp: 130-197.
68. Pearson, M. S., Maenpa, K., Pierzynski, G. M. and Lydy, M. J. (2000). Bioremediation and Biodegradation. Journal os Environmental Quality. 29: 161-1617.

69. Peña, W. (2004). Suelos desarrollados sobre serpentinitas y su relación con la flora endémica. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. 402 p.
70. Pistilli, R. (2009). Importancia del uso de sales minerales en equinos. abcDigital. Disponible en línea: [Http://archivo.abc.com.py/suplementos/rural/articulos.php?pid=393881](http://archivo.abc.com.py/suplementos/rural/articulos.php?pid=393881). Consultado el 10 de diciembre del 2010.
71. Porta, C. J., López Acevedo, R. M. y Roquero, C. (1999). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi prensa. Madrid. 849 p.
72. Porta, J., López, Acevedo M. y Roquero, C. (2003). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. 3ª ed. Mundi-Prensa. 429 p.
73. Postma, M. B. B., Bloem, J. H., Fober, J. W., Van Groenigen, R. G., M. de Goede and Brussard, L. (2006). Earthworm species composition affects the soil bacterial community and net nitrogen mineralization. *Pedobiología* 50:243-246.
74. Premuzic, Z., Brichta, J.P., Rendina, A. E. and Louo, A. F. (2002). Fertility and toxicity parameters for the commercialization of a soil additive using muds from the Mantanza River in Argentina. *Información Tecnológica*. 13: 25-29.
75. Quirós, H. R. y Ramírez, M. C. (2006). Efecto de rastros en el nitrógeno de biomasa microbiana en un agrosistema arrocerero inundado. *Agronomía Mesoamericana* 17 (2):167-178.
76. RECNAT (2000). NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario oficial de la federación. Semarnat, 2001.
77. Reyes, O. y Amada, L. (1987). Valor nutritivo y composición química del ensilado de las lombrices terrestres (*Eisenia fetida* y *Lumbricus rubellus*) como una alternativa para su utilización. Tesis profesional. UNAM Facultad de Ciencias.
78. SAGARPA (2007). Norma Mexicana de humus y lombriz, especificaciones y métodos de prueba. Página en red www.ordenjuicio.gob.mx/FEDERAL/ADF/SAGARPA/Normas/Oficales/nmf-104-scfi-2007.pdf. consultada 6-Mayo-2010.
79. Salisbury, F. B. y Ross, C. W. (1994). Fisiología vegetal. Ed. Iberoamericana. México D.F. 685 p.

80. Santamaría, R. S. y Ferrera-Cerrato, R. (2002). Dinámica poblacional de *Eisenia andrei* (Bouche, 1972) en diferentes residuos orgánicos. TERRA Latinoamericana, Univ. Autónoma de Chapingo, 20(003):303-310.
81. Savigny, J. C. (1826). La multiplicité des espèces de ver terre. Mem. Acad. Sci. Inst. Fr. (Phys) 5:176-184.
82. Sharma, S., Pradham K., Satya S. y Vasudevan, P. (2005). Potentiality of earthworms for waste management and in other use- A review. The Journal of American Science. 1:1-16.
83. Sheppard, J., Bembridge, Holmstrup, M., y Posthuma, L. (1997). Advances in earthworm ecotoxicology. SECTAC Press. Pp. 3-14.
84. SEMARNAT (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-004. Protección Ambiental. Diario Oficial de la Federación, viernes 15 de agosto del 2003. México.
85. Singh, J., Kaur, A., Vig, A. and Rup, P. (2010). Role of *Eisenia fetida* in rapid recycling of nutrients from bio sludge of beverage industry. Ecotoxicol. Environ. Safety. 73:430-435.
86. Smith, S. R. (1996). Agricultural recycling of sewage sludge and the environment. CAB international. UK.
87. Soto, G., y Muñoz, C. (2002). Consideraciones teóricas y prácticas sobre el compost y su empleo en la agricultura orgánica. Manejo Integrado de Plagas (Costa Rica). (65):123-129.
88. Sparks, D. L., Page, A. L., Helmke, P. A., Loeppert, R. H., Soltanpour, P. N., Tabatabai, M. A., Johnnton, C. T. and Sumner, M. E. (1996) Methods of soil analysis (part 3 Chemical methods). Soil Science Society of America, Inc, American Society of Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, USA.
89. STATGRAPHICS PLUS Versión 5.0 (Statiscal Graphics Corporation, 2000).
90. Suthar, S. (2009). Vermistabilization of municipal sewage sludge amended with sugarcane trash using epigeic *Eisenia fetida* (Oligochaeta). Journal of Hazardous materials 163:199-206.
91. Toniutti, M. A., Fornasero, L. V., Tenorio, D. y Mollo, J. (1999). Evaluación de la biomasa microbiana en el proceso de recuperación de suelos. Revista FAVE. 13(2):5-11.

92. Vance, E. D., Brookes, P. C. and Jenkinson, D. S. (1987). Microbial biomass measurement in forest soil: the use of the chloroform fumigation-incubation method in strongly acid soil. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 697-702
93. Workman, C. S. (2002). Sewage sludge utilization for crop production. University of Nebraska Lincoln Extension, Institute of Agriculture and Natural Resources.
94. Yadav, A. and Garg, V. (2009). Feasibility of nutrient recovery from industrial sludge by vermicomposting technology. *Journal Hazardous Materials*. 168:262-268.
95. Yakushev, A. V., Blagodatsky, S. and Byzov, B. (2009). The effect of earthworms on the physiological state of the microbial community at vermicomposting. *Microbiology*. 78(4):510-519.

9. ANEXOS

Interpretación de resultados según la NOM-021-RECNAT-2000

Cuadro 1. Clasificación del suelo en cuanto a su valor de pH.

Clasificación	pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1 - 6.5
Neutro	6.6 - 7.3
Medianamente alcalino	7.4 - 8.5
Fuertemente alcalino	> 8.5

Fuente: RECNAT, 2000.

Cuadro 2. Clasificación del suelo en cuanto a su concentración de MO en los suelos minerales y volcánicos

Clase	MO (%)	
	Suelos volcánicos	Suelos no volcánicos
Muy bajo	< 4.0	< 0.5
Bajo	4.1 - 6.0	0.6 - 1.5
Medio	6.1 - 10.9	1.6 - 3.5
Alto	11.0 - 16.0	3.6 - 6.0
Muy Alto	> 16.1	> 6.0

Fuente: RECNAT, 2000.

Cuadro 3. Interpretación de los resultados de los análisis de nitrógeno total.

Clase	N total (%)
Muy bajo	<0.05
Bajo	0.05 – 0.10
Medio	0.10 – 0.15
Alto	0.15 – 0.25
Muy alto	> 0.25

Fuente: RECNAT, 2000.

Cuadro 4. Interpretación de conductividad eléctrica

CE dS m ⁻¹ a 25°C	Efectos
< 1.0	Efectos despreciables de la salinidad
1.1 - 2.0	Muy ligeramente salino
2.1 - 4.0	Moderadamente salino
4.1 - 8.0	Suelo salino
8.1 - 16.0	Fuertemente salino
> 16.0	Muy fuertemente salino

Fuente: RECNAT, 2000.

Figura 1. Interpretación de los resultados de los análisis de textura en el suelo.
(USDA, Porta *et al.*, 1999)

