



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA



INSTITUTO DE INGENIERÍA

“EVALUACIÓN DE LA ESTABILIDAD DE LA VERMICOMPOSTA EMPLEANDO BIOSÓLIDOS”

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

P R E S E N T A:

SANDRA MARTÍNEZ NAVARRETE

CODIRECTORES DE TESIS:

Dr en C.A. PEDRO DEL ÁGUILA JUÁREZ
Dra en C. ROCÍO VACA PAULIN

MEXICALI, BAJA CALIFORNIA 2014.

CONTENIDO

RESUMEN.....	i
ÍNDICE DE FIGURAS.....	ii
INDICÉ DE TABLAS.....	iii
ABREVIATURAS.....	iv
INTRODUCCIÓN.....	1
CAPÍTULO I. ANTECEDENTES	
1.1. CARACTERÍSTICAS DE LA LOMBRIZ DE TIERRA.	
1.1.1. La lombriz de tierra.....	3
1.1.2. Ciclo de vida de <i>Eisenia fetida</i>	5
1.1.3. Importancia de la lombriz de tierra.....	6
1.1.4. <i>Eisenia fetida</i> y proceso de vermicomposteo.....	7
1.2. CARACTERÍSTICAS DE LA VERMICOMPOSTA.	
1.2.1. La vermicomposta.....	10
1.2.2. Parámetros físicos y químicos de la vermicomposta.....	11
1.2.3. Parámetros biológicos del proceso de vermicomposteo.....	14
1.3. RESIDUOS ORGÁNICOS (BIOSOLIDOS).	
1.3.1. Clasificación de residuos orgánicos.....	16
1.3.2. Residuos convencionales y no convencionales.....	20
1.3.2.1. Residuos de origen animal y vegetal.....	21
1.3.2.2. Residuos de relleno sanitario.....	22
1.3.2.3. Lodos residuales.....	23
1.3.3 Reciclaje de los residuos sólidos.....	25
1.4. ACTIVIDAD BIOLÓGICA DE LOS MICROORGANISMOS	
1.4.1. La actividad enzimática en el suelo.....	28
1.4.1.1. La importancia de las enzimas como indicadores de calidad.....	31
1.4.1.2. La catalasa como indicador de calidad.....	32
1.4.2. Los microorganismos patógenos en los residuos orgánicos.....	33
1.4.2.1. Los coliformes totales y fecales indicadores de contaminación.....	35
1.4.2.2. La <i>Salmonella</i> un indicador de contaminación.....	36
1.5. OBJETIVO GENERAL.....	38

1.6. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	39
CAPITULO II. MATERIAL Y MÉTODO	
2.1. Descripción de la zona de estudio.....	40
2.2. Muestreo de residuos orgánicos, abono animal y lodo residual.....	40
2.3. Selección de la lombriz de tierra.....	42
2.4. Diseño del experimento en invernadero.....	42
2.5. Análisis de laboratorio.....	44
2.5.1. Análisis fisicoquímico.....	44
2.5.2. Análisis biológico.....	45
2.5.2.1. Coliformes totales y <i>Salmonella</i>	45
2.5.2.2. Catalasa.....	45
2.5. Análisis estadístico.....	46
CAPITULO III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
3.1. Características fisicoquímicas de los residuos orgánicos.....	47
3.2. Evolución de los parámetros físicos y químicos del vermicomposteo.....	48
3.2.1. Comportamiento de la humedad, pH y CE durante el vermicomposteo.....	48
3.2.2. Comportamiento de la MO, P y relación C/N durante el vermicomposteo...	51
3.2.3. Comportamiento de la actividad de la enzima catalasa y contenido de C _{org} durante el vermicomposteo.....	54
3.2.4. Comportamiento del N _{Tot} , N _{inog} , N _{amon} y nitritos-nitratos durante el vermicomposteo.....	56
3.2.5. Comportamiento de CIC y cationes (Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ y K ⁺) durante el vermicomposteo.....	58
3.3. Evaluación de la biomasa de <i>Eisenia fetida</i> durante el vermicomposteo.....	60
3.4. Determinación de coliformes totales y al <i>Salmonella</i> inicio y final del proceso de vermicomposteo	61

CAPITULO IV. CONCLUSIONES

4.1. CONCLUSIONES.....	65
4.2. LITERATURA CONSULTADA.....	66
4.3. ANEXOS.....	70

INTRODUCCIÓN

La urbanización, la industrialización a gran escala, y el incremento de la población han alterado la relación del hombre con el ambiente. Diversas actividades humanas han generando grandes cantidades de residuos sólidos en el mundo y su gestión se ha convertido en un desafío técnico y ecológico para todos. Por lo que, se han buscado tecnologías que posibiliten el uso de prácticas de producción agrícola sustentable.

En la parte norte del estado de México se ubica el municipio de Acambay, cuya población tiene como principal actividad económica la agricultura, y en ella se generan una gran a cantidad de residuos orgánicos, ocasionando un impacto al ambiente. Por lo que el relleno sanitario municipal es una opción de confinamiento y sitio de depósito. Pero la gestión del manejo de los residuos orgánicos no es la más adecuada, por que éstos se depositan a cielo abierto o se incineran. En la actualidad, la generación de residuos en el municipio rebasa las 35 toneladas diarias, de las cuales alrededor del 40% (14 ton) corresponden a residuos orgánicos; sin embargo, estos materiales no pueden ser adicionados al suelo en fresco si no hasta que son bioestabilizados. Este proceso consiste en reciclar y obtener los biosólidos como una alternativa que se tiene para reutilizarlos y mejorar el suelo y ambiente. Uno de los principales propósitos del tratamiento de desechos es reducir o inactivar los agentes patógenos que causan enfermedades a los seres humanos. Sin embargo, muchos de estos residuos se consideran habitualmente como basura, que se utilizan para obtener productos con valor agregado, cuando son sometidos a el composteo, proceso biooxidativo que consiste en una serie de transformaciones de tipo oxido-reducción y en el cual participan las poblaciones microbianas en condiciones controladas; cuando en el proceso se involucra la lombriz de tierra se le llama vermicomposteo.

Durante el vermicomposteo se requiere que el producto se estabilice, por lo que la lombriz junto con los microorganismos se encarga de llevar a cabo la estabilización de la materia orgánica (Suthar *et al.*, 2009), en dicha estabilización

se presentan cambios físicos, químicos y biológicos, en el primero se destruye la materia orgánica y se modifica el contenido de humedad, densidad aparente, difusión de agua y aire, formación de agregados, estructura y menor compactación; en el segundo, se dan las transformaciones de tipo óxido-reducción, lo que aumenta la disponibilidad y capacidad de almacenaje de minerales y se mejora la capacidad amortiguadora y en el tercero participa la actividad enzimática, la respiración, solubilización del P y la mineralización del C y N, creando el medio apropiado para el desarrollo de bacterias, hongos y actinomicetos benéficos para el suelo y las plantas. Finalmente la madurez de la vermicomposta va depender principalmente de: la humedad, pH, materia orgánica (MO), nitrógeno (N), conductividad eléctrica (CE), capacidad de intercambio catiónico (CIC), relación C/N, actividad enzimática, especie de lombriz empleada, tipo de material utilizado en su preparación y el proceso de elaboración (Aira *et al.*, 2008; Aira y Domínguez 2010; Yardav *et al.*, 2011).

Para hacer más eficiente el proceso de vermicomposteo es necesario conocer la composición microbiológica de las enmiendas orgánicas con la finalidad de asegurar la inocuidad de los productos y evitar la contaminación del ambiente y posibles daños a la salud humana (Benzing, 2001). Este proceso tiene como principal objetivo estabilizar la materia orgánica, conserva los nutrientes y generar un producto uniforme y conveniente para usar como acondicionador de suelo. Para ello la vermicomposta debe presentar ciertas características fisicoquímicas, por lo que en este tipo de estudios es importante conocer el comportamiento de las propiedades biológicas y fisicoquímicas durante el proceso y determinar que mezclas es la más viable para utilizar como mejorador de un suelo de cultivo.

CAPITULO I. ANTECEDENTES

1.1 CARACTERÍSTICAS DE LA LOMBRIZ DE TIERRA.

1.1.1 La lombriz de tierra

La lombriz de Tierra se clasifica dentro del Phylum Anélido, clase Oligochaeta, orden Opisthokonta. La mayoría de las especies de lombrices de importancia edáfica pertenecen a la familia Lumbricidae que abarca los generos: *Allolobophora*, *Aporrectodea*, *Bimastos*, *Dendrobaena*, *Eisenia*, *Lumbricus*, entre otros (García, 2006).

Las lombrices de tierra son invertebrados que se encuentran en ecosistemas naturales y agrícolas dominantes en los suelos templados y tropicales. Son hermafroditas, porque contienen ambos órganos reproductivos masculinos y femeninos en cada individuo. Dentro de las lombrices de tierra que se han estudiado y utilizado para llevar a cabo el proceso de vermicomposteo se encuentra *Eisenia fetida* organismo que a las siete u ocho semanas, llega a su madurez sexual, y deposita de dos a cinco capullos por semana, de los cuales emergen de uno a siete organismos por capullo (Atiyeh *et al.*, 2000).

La lombriz (*E. fetida*) se encuentra en suelos ricos en materia orgánica (MO), o bien donde exista estiércol o vegetación descompuesta, en jardines, bosques y basureros en donde la concentración de CO₂ sea menor de 6% y la de oxígeno igual a 15% (Reyes, 1987). De acuerdo a sus actividades y hábitat, las lombrices se clasifican en: (i) anécicas; es decir, son organismos que pueden vivir y alimentarse dentro del suelo; (ii) endógeas, que viven de manera permanente en el interior del suelo; su talla es variable y se alimentan especialmente de suelo y MO y (iii) lombrices epígeas, que viven en la superficie del suelo asociadas con la acumulación de la MO, encontrando dentro de este grupo las lombrices empleadas en el vermicomposteo (Cuevas, 2005).

La lombriz de tierra constituye 92% de la biomasa de invertebrados del suelo y participa en la cadena trófica, actuando como fuente de alimento de gran variedad de organismos (Sandoval *et al.*, 2001; Sharma *et al.*, 2005). Modifica la disponibilidad o accesibilidad de la MO mediante la microflora mutualista que se encuentra en su tracto digestivo, transformando ésta en un recurso apto para otros organismos (Martínez, 2003).

En la figura 1 se aprecia la morfología y anatomía de la lombriz de tierra, comenzando por la boca o prostomio que es 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).

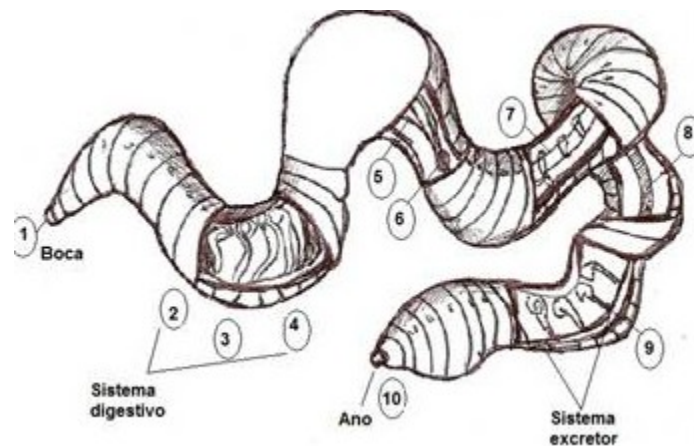


Figura 1. La lombriz de tierra (Del Aguila, 2011).

Esquema general del procesamiento de la materia orgánica por la lombriz de tierra: (1) succiona la materia orgánica, (2) tritura y muele partículas, (3) mezcla los sustratos, (4) modifica y adecua la acidez, (5) inocula con microorganismos, (6) promueve y multiplica microorganismos, (7) forma compuestos reguladores, (8) homogeniza y paletiza, (9) recubre con muco proteínas y (10) excreta abono orgánico.

El producto de la vermicomposta favorece las condiciones físicas del suelo mediante las interacciones de los agregados con los grupos hidrofóbicos de las sustancias húmicas (Piccolo, 2002), al modificar su estructura y el nivel de su fertilidad. Se alimentan de desechos orgánicos y al mismo tiempo utilizando sólo una pequeña parte de cuerpo para transformar estos materiales. En el intestino de la lombriz se encuentra una amplia gama de microorganismos, enzimas y hormonas, que se encargan de la descomposición y transformación de estos materiales en dos productos útiles, el humus y el incremento de la biomasa de la lombriz (Sharma, 2005).

1.1.2 Ciclo de vida de *Eisenia fetida*

En condiciones favorables, un par de lombrices de tierra puede producir 100 capullos a lo largo de su vida. Las lombrices de tierra también tienen el poder de regenerar los segmentos, que se pierden (Sharma, 2005). La producción de capullos se inicia a la edad de 6 semanas y continúa hasta los 6 meses.

Son organismos hermafroditas, no se autofecundan, por tanto es necesaria la cópula, la cual ocurre cada 7 o 10 días. Luego cada individuo coloca una cápsula o capullo (huevo en forma de pera de color amarillento) de unos 2 mm. Del cual emergen de 2 a 21 lombrices después de un periodo de incubación de 14 a 21 días, dependiendo de la alimentación y de los cuidados (figura 2) (Venter y Reinecke 1988).

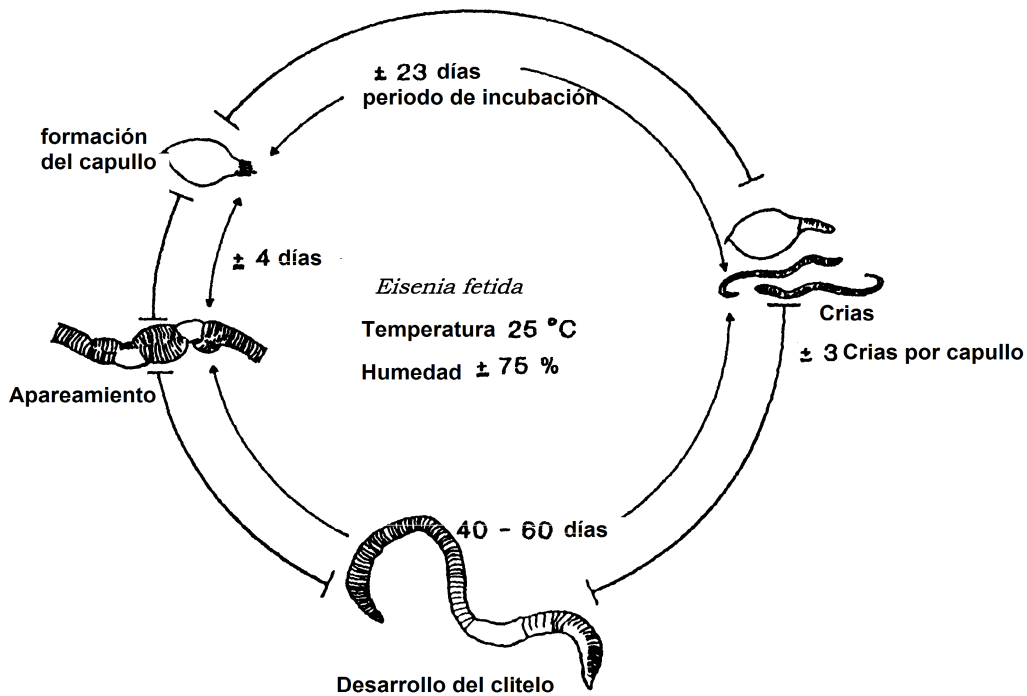


Figura 2. Ciclo de vida de *Eisenia fetida* (Venter y Reinecke 1988).

Para anélidos (oligoquetos) la aparición del clitelo determina la madurez efectiva del animal. En *E. fetida* el clitelo aparece en torno a 0,25 g de peso donde la madurez sexual se alcanza independientemente de la dieta y corresponde a animales de 2,5 a 3 cm de largo aproximadamente, las dietas formuladas sobre la base de estiércoles pertenecientes a una misma especie permiten un mejor crecimiento de los individuos que las mezclas con estiércoles de distintas especies. La fecundidad de las lombrices varía de 0 a 9, siendo frecuente hallar de 2 a 4 por puesta (Schuldt *et al.*, 2005).

1.1.3 Importancia de la lombriz de tierra

Las lombrices de tierra han sido reconocidas a través de los años por su gran importancia biológica y en las últimas décadas por su valor comercial, debido al desarrollo de la biotecnología llamada vermicultura.

La lombriz de tierra se puede cultivar y poner a diversos usos, son integrantes de la fauna del suelo y, junto con las bacterias, son los organismos más estudiados. Como integrante de la edofauna, la lombriz de tierra interviene en fertilización, aireación y formación del suelo, teniendo un papel determinante en la dinámica de la MO, es decir para mejorar y mantener la fertilidad del suelo, para transformar los residuos en abono. La lombriz de tierra durante el proceso de alimentación, fragmenta los residuos modificando las propiedades físicas y químicas del sustrato, lo que da como resultado el desarrollo de mayor porosidad en el suelo, mayor retención de agua y aporte de nutrimentos (Garg *et al.*, 2006). El producto resultante de las deyecciones de la lombriz (*E. fetida*), es un abono orgánico con características propias, ya que puede incrementar hasta en un 300% la producción de hortalizas y otros productos vegetales (Peñaranda, 2002).

Por otra parte la carne de lombriz contiene de 60% a 80% de proteína cruda (harina de lombriz) por lo que se considera un alimento de calidad. Esta alternativa ofrece la posibilidad de producir carne de alta calidad y bajo costo a base de proteínas para el ganado, las drogas y la fuente de vitaminas, como desintoxicante natural y como alimento dentro de la acuicultura (Sharma, 2005; Peñaranda, 2002). La lombriz de tierra son especies clave en el sistema del suelo donde modifican las comunidades microbianas y la dinámica de los nutrimentos (Aira *et al.*, 2008). Están involucradas en la estimulación indirecta de las poblaciones microbianas a través de la trituración de MO por ejemplo mediante el aumento de la superficie disponible para el ataque de los microorganismos (ingestión, digestión y asimilación en el intestino).

1.1.4 *Eisenia fetida* en el proceso de vermicomposteo.

Reinecke *et al.* (1992), informaron que la especie de lombriz con mayor tolerancia a la temperatura es *E. fetida*, que tolera temperaturas tan altas como 42 ° C y por debajo de los de 5°C.

La especie *E. fetida*, o roja californiana, son consumidores voraces de desechos orgánicos, generando humus que se convierten en un fertilizante y además contribuyen eficientemente a la preservación del ambiente, el interés de la

actividad microbiana radica en el potencial que tiene para reciclar nutrientes y con ello mejorar la nutrición de las plantas, finalmente con el humus se puede disminuir o sustituir la aplicación de fertilizantes industriales (Álvarez-Solís *et al*, 2004).

Warman y AngLopez (2010), sometieron residuos de desechos de papel, residuos de cocina, estiércol de ganado y desechos de jardinería en tres periodos de tiempo 45, 68 y 90 días y notaron que la población de lombrices de la especie *Eisenia fetida* duplicó su peso por el día 68 de vermicompostaje en los desechos de papel combinados con desechos de jardinería y a los 90 días se produjo el mayor peso en biomasa de la lombriz. Empleando una combinación de residuos con una proporción 5:1.

Yardav y Garg (2011), realizaron vermicompostaje empleando diferentes residuos estiércol de vaca (CD), excrementos de aves de corral (PD) y lodos residuales de una industria de alimentos (FIS) y emplearon lombrices de tierra de la especie *E. fetida* durante 13 semanas en condiciones de invernadero. Emplearon 6 tratamientos (100% CD, 75% CD+25% PD, 50% CD+ 50%PD, 25% CD+25% PD+50% FIS, 25% CD+50% PD+25% FIS y 50%CD+24% PD+25% FIS). Notaron que la mezcla 50%CD+24% PD+25% FIS fue el mejor fertilizante, disminuyó el pH, Corg y la relación C/N e incrementó CE, N_{TOT}, P y K y la biomasa de la lombriz.

Hait en el (2011), diseñó un sistema integrado de compostaje-vermicompostaje para la estabilización de los residuos activados (lodos residuales) con vermicomposta madura como material de relleno y con lombrices de la especie *E. fetida*. Encontró una reducción significativa en el pH, sólidos volátiles, en la tasa específica de consumo de oxígeno, carbono total, relación de C/N y los agentes patógenos y un incremento en la conductividad eléctrica, N_{TOT} y P.

El producto resultante del proceso de vermicomposteo es la deyección de la lombriz (*E. fetida*), que puede incrementar hasta en 300% la producción de frutas,

hortalizas y otros productos agrícolas. Esta alternativa puede evitar el uso indiscriminado de fertilizantes inorgánicos, que finalmente provocan alteraciones perjudiciales no solo al suelo sino al ambiente (Nájera, 1999).

En el proceso de vermicompostaje los microorganismos son los responsables de la degradación bioquímica de la materia orgánica y las lombrices son los mezcladores mecánicos que trituran la MO, modifican su estado físico, químico y biológico reducen la MO y aumentan la superficie a los microorganismos. El valor de la vermicomposta depende de varios factores de los cuales destacan sustrato, aireación, humedad, temperatura y especie de lombriz empleada (Aira y Domínguez 2010).

Aíra y colaboradores (2008), Investigaron sobre los efectos de la lombriz de tierra sobre la estructura y función de los microorganismos descomponedores y encontraron que el efecto de los hongos es directamente dependiente de la densidad de la Lombriz de Tierra pero no se relacionan con el C de la biomasa microbiana protozoos, flagelados o ciliados.

Pramanik y colaboradores (2007), estudiaron el efecto de diferentes residuos orgánicos (estiércol de vaca, pastos, maleza acuática y residuos sólidos urbanos) con inoculante microbiano de cal como sustrato de la vermicomposta y encontraron como mejor sustrato el vermicompostaje (cal 5 g/kg), a través de las propiedades químicas y bioquímicas observaron el incremento de la fosfatasa y ureasa, así como un incremento en la población de la bacteria *Bacillus polymixa*, fijadora de nitrógeno; sugirieron que el encalado en el vermicompostaje incrementará la población microbiana así como la actividad de la lombriz *Eisenia fetida* ya que las lombrices prefieren un pH de neutro a ligeramente alcalino.

1.2. CARACTERÍSTICAS DE LA VERMICOMPOSTA

1.2.1 La vermicomposta

La vermicomposta posee cierta característica tales como: material oscuro, agradable olor a mantillo de bosque, su gran bioestabilidad evita su fermentación o putrefacción, contiene una elevada carga enzimática y bacteriana que incrementa la solubilidad de los elementos nutritivos, liberándolos paulatinamente, facilita su asimilación por las raíces e impide que estos sean lixiviados con el agua de riego manteniéndolos disponibles por más tiempo en el suelo. Su acción antibiótica aumenta la resistencia de las plantas en contra de las plagas, enfermedades y organismos patógenos (Moreno, 2008).

El vermicompostaje es una tecnología limpia, sin impacto ambiental y cuyos costes de inversión, energéticos y de mantenimiento son moderadamente bajos. Las condiciones que favorecen el crecimiento de los microorganismos aeróbicos son: presencia de oxígeno, temperatura, agua y una nutrición balanceada (Tabla 1).

Tabla 1. Condiciones ideales del vermicompostaje (Soto y Muñoz 2002.)

Condición	Ambito aceptable	Condición óptima
Relación C:N	20:1 – 40:1	25:1 – 30:1
Humedad	40 – 65%	50 –60 %
Oxígeno	+ 5%	^a 8%
pH	5,5 – 9,0	6,5 – 8,0
Temperatura °C	55 – 75	65 – 70°C
Tamaño de partícula	0,5 – 1,0	variable

Capistran *et al*, (2004), mencionan que durante el proceso, se generan compuestos de importancia como: las enzimas, antibióticos, vitaminas y sustancias húmicas que son aprovechadas por las plantas.

1.2.2 Parámetros físicos y químicos de de la vermicomposta.

La lombriz genera compuestos bioactivos de importancia tales como antibióticos, vitaminas, hormonas y sustancias húmicas (Tabla 2) de gran valor para el mejoramiento de la fertilidad del suelo ya que favorecen la liberación lenta de los nutrimentos (Aira *et al.*, 2006).

Tabla 2. Composición del humus de lombriz (Capistran *et al.*, 2001).

Humedad (%)	30-60
pH	6.8-7.2
Nitrógeno (%)	1-2.6
Fósforo (%)	2-8%
Potasio (%)	1-2.5%
Calcio (%)	2-8%
Magnesio (%)	1-2.5%
Materia orgánica (%)	30-70%
Carbono orgánico (%)	14-30%
Ácidos fúlvicos (%)	14-30%
Ácidos húmicos (%)	2.8-5.8%
Sodio (%)	0.02%
Cobre (%)	0.05%
Hierro (%)	0.02%
Manganeso (%)	0.006%
Relación C/N(%)	10-11

El composteo es un proceso biooxidativo de los residuos orgánicos en condiciones controladas de humedad, temperatura y en algunos de los casos de aireación. Cuando en el proceso participa la lombriz de tierra, se denomina vermicomposteo o lombricomposteo (Velasco *et al.*, 2001, Santamaría y Ferrer-Cerrato, 2002). Este organismo durante su proceso de alimentación, fragmenta los residuos modificando las propiedades físicas y químicas del sustrato, lo que da como resultado un desarrollo de la porosidad en el suelo, retención de agua y nutrimentos (Kavira y Sharma, 2003; Martínez *et al.*, 2003; Sharma *et al.*, 2005).

Es importante el conocimiento de la dinámica poblacional de las lombrices, es decir su crecimiento y reproducción, en un determinado sustrato orgánico. De esta manera se podrá o no recomendar la utilización de algunos de los residuos orgánicos que se generan en una región específica (Santamaría y Ferrera, 2002).

El desarrollo de una población de lombrices está determinado por el tipo de alimento que consume. Santamaría y Ferrera (2002), Garg *et al*, (2006), encontraron la mayor población y biomasa en *E. fetida* al ser alimentada con excreta de caballo, después le siguió la de vaca, cabra y oveja.

El tiempo que tarda el proceso de vermicomposteo influye en su composición. Este proceso se asemeja a una sucesión ecológica en donde primero hay ciertos organismos que son paulatinamente remplazados por otros, y así sucesivamente, hasta el agotamiento de todos los nutrientes básicos llegando a la estabilidad del sistema. La temperatura es mayor en la superficie del suelo, lo que indica que las bacterias encargadas de la transformación del nitrógeno a nitritos son de tipo mesófilas. En consecuencia la mayor cantidad de NO_3^- se presenta en la parte más somera del suelo (Rodríguez y Córdova, 2006)

Para la elaboración de la vermicomposta se deben considerar algunos parámetros físicos tales como: temperatura, humedad, sólidos volátiles, conductividad eléctrica entre otros, que permiten conocer el estado de estabilidad que guarda la vermicomposta durante el proceso.

Estudios de Atiyeh *et al*. (2000), determinaron el contenido de humedad en el proceso de composteo utilizando excreta de vaca, el cual tenía 75 % al inicio y 83% al final del proceso. Con relación a los estudios de contenido de humedad realizados por Huang *et al*. (2005), este parámetro físico, se mantuvo alrededor del 60%, lo que le facilitó la actividad microbiana.

Con respecto al parámetro temperatura, durante el vermicomposteo, utilizando a *E. fetida*, y excretas de vaca, conejo, chivo y borrego, se encontró un valor promedio de 20 ± 0.2 °C (Mangrich *et al.*, 2000).

Cabañas-Vargas *et al*. (2005), estudiaron la relación que guarda la temperatura y el grado de madurez de una composta, donde al inicio y segunda semana de composteo, la temperatura alcanzó los 73 °C, después de ese tiempo presentó 50 °C , con una duración de siete semanas y finalmente se estabilizó entre 30 y 40

°C, intervalo 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. Los sólidos volátiles presentaron una reducción de 28% durante el inicio del proceso de composteo y siguió disminuyendo hasta el término del proceso que duró 18 semanas (Huang *et al.*, 2005).

Garg *et al.* (2006), evaluaron el pH en el vermicomposteo, utilizando a *E. fetida* empleando diferentes tipos de excreta: vaca, búfalo, caballo, mula, oveja, cabra y camello, encontrando un pH ligeramente ácido, una disminución de la conductividad eléctrica, K y de la relación C/N.

La relación C/N informa de la fuente de C que es un aporte energético y el N que indican la producción de proteína, ambos componentes son requeridos por los microorganismos y la lombriz de tierra. Una buena vermicomposta requiere de una buena relación C/N, la cual debe de comenzar un valor de 75.4 ± 6.84 y llegar a 16.2 ± 2.17 al final del proceso que puede tener una duración de 80 días (Atiyeh *et al.*, 2000).

Estudios de Huang *et al.* (2005), mencionan que el pH durante el proceso de composteo se incrementa progresivamente a partir de la sexta y hasta la octava semana, la cual alcanza valores entre 7.7 y 8.9 y la madurez de la composta se logra cuando el pH alcanza un valor entre 6.5 y 7 (Brewer y Sullivan, 2001). Cabe mencionar que un ambiente acidificante, provocado por grandes aplicaciones de fertilizante generan una reducción de la población de la lombriz (Dekker, 2002).

Shutar (2009), utilizó diferentes dosis de LR y residuos de la industria azucarera para la elaboración de vermicomposta y encontró que el contenido de K al término del proceso decreció debido a pérdida o lixiviación. Castillo *et al.* (2000), reportaron mayor contenido de potasio en los tratamientos con 75% de residuos vegetales y 25% de estiércol bovino comparado con el de 100% de estiércol

bovino. Así mismo Atiyeh (2000) reportó resultados similares empleando estiércol porcino.

La vermicomposta tiene una Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) alrededor de 150 meq/100g, a medida que se incrementa el proceso de humificación, aumenta el valor de la CIC, llegando a encontrar un valor de madurez de hasta 400 cmol kg⁻¹ (Mathur *et al.*, 1993); esta se debe a la presencia de radicales carboxílicos y fenólicos, la cual es importante en la fertilidad y la productividad potencial de los suelos (Yagy *et al.*, 2003).

Suthar (2009), realizó una mezcla de LR municipales y basura de caña de azúcar a diferentes concentraciones para la elaboración de vermicomposta, empleando a *E. fetida* y comparo algunos parámetros al inicio y final del vermicomposteo. Encontró una disminución del C orgánico de 12.7% a 4.8% y el contenido de potasio disponible de 15.3% a 3.2%; mientras que hubo un aumentó en el N total de 5.9% a 25%, en el P disponible de 1.2% a 10.9% y en el de Ca y Mg de 1.9% a 10.9% y 10.9% a 13.9% respectivamente, por lo que ambos cationes quedan disponibles para la planta. Por otra parte Delgado *et al* (2004), realizaron estudios de vermicomposteo reportando valores de Mg de 9% y 1.6% y Na de 0.16% y 0.1% en tratamientos que contenían estiércol equino y LR.

1.2.3 Parámetros biológicos en la vermicomposta

Debido a que los materiales orgánicos incorporados al suelo se degradan a diferentes velocidades, desde un catabolismo extremadamente rápido (sustrato labil), detectado al añadir al suelo azúcares simples como la glucosa, hasta un catabolismo imperceptible de polímeros más complejos como las ligninas, hemicelulosas y las sustancias húmicas, por lo que es necesario conocer la velocidad de las distintas enmiendas usadas en agricultura, dado su efecto sobre la fertilidad del mismo (Sharma *et al.*, 2005).

Cédric *et al.* (2005), realizaron estudios de cinética de la mineralización de la MO en composta y notaron una disminución del C_{org} total durante el proceso de

mineralización. Una parte de la MO no fue atacada químicamente, lo que conduce a la estabilización y la mineralización del C_{org} y este proceso siguió una cinética de primer orden.

El contenido de N mineral presente en la composta, se considera como un indicador de madurez [$N-NO_3/N-NH_4$], al inicio del proceso se presenta la forma NH_4 que se nitrifica en presencia de oxígeno y se convierte en NO_3 . Estudios de Atiyeh *et al.* (2000), mencionan que el contenido de $N-NH_4$ durante el proceso de vermicomposteo presenta un valor inicial de $200 \mu g$ de $N \mu g^{-1}$ de abono y al final del proceso decrece en $20 \mu g$ de $N g^{-1}$ de abono. Para el caso de la relación de $N-NO_3$ inicia con $10 \mu g$ de $N g^{-1}$ de abono y alcanza un valor de alrededor de $200 \mu g$ de $N g^{-1}$ de abono hasta el término del proceso. Por lo tanto, para conocer lo que ocurre durante el vermicomposteo es necesario evaluar características específicas tales como la composición y abundancia de la microbiota y el contenido de C-orgánico y N-total (Killpack y Buchholz, 1993).

Dentro del intestino de la lombriz se realiza la bioquímica de la MO donde está presente el proceso de mineralización que consiste en una serie de transformaciones de sustancias orgánicas a inorgánicas (Peña, 2004 ; Panikov, 2005; Garniel *et al.*, 2008) y la respiración es la medición de la actividad biológica del sustrato donde los microorganismos descomponen la MO para obtener energía para su crecimiento y actividades biológicas (Atiyeh *et al.*, 2000; Savin *et al.*, 2001; Wang *et al.*, 2003).

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

Cabañas-Vargas *et al.* (2005), llevaron a cabo estudios de respiración, para conocer la madurez de una vermicomposta conociendo cuanto O_2 consume y CO_2 produce, empleando el método de Solvita (prueba comercial de madurez, basada en la producción de CO_2 y NH_3), además emplearon el método de

autocalentamiento (prueba que informa de la energía liberada durante el proceso anaerobio) y encontraron que al inicio del proceso se incrementa la respiración debido a la gran actividad de los microorganismos en la degradación de la MO; sin embargo al final del proceso de vermicomposteo la velocidad de respiración disminuye.

Finalmente, las transformaciones químicas y biológicas que presentan los residuos orgánicos mediante el proceso de vermicomposteo, van a permitir reducir el peso y volumen, reutilizar, reciclar y recuperar los residuos sólidos como productos útiles al suelo (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

1.3. GESTIÓN DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS

El incremento de la población y la urbanización acelerada, ha requerido de áreas cada vez más grandes para la disposición de los residuos, esto ha ocasionado un flujo de basura incontrolado en los municipios e incrementa los costos sociales y económicos asociados a su recolección, manejo y disposición final; si ésta no es adecuada genera malos olores, fauna nociva, aves carroñeras y residuos putrescibles que ocasionan daños a la salud y al ambiente (Castillo, 2003).

La generación de residuos sólidos ha rebasado la capacidad administrativa y de manejo de los sistemas de limpia pública por lo que es necesaria una gestión integral de los mismos, cuyo objetivo es proteger la salud humana y el ambiente, así como limitar costos de recolección y disposición final así mismo reducir la utilización recursos naturales (Capistrán, 2001).

1.3.1 Clasificación de residuos orgánicos

En la elaboración de la vermicomposta se requiere de cuatro elementos básicos que son: residuos verdes (con alto contenido de nitrógeno), residuos cafés (alto contenido de carbono), agua y aire (oxígeno). El C y N son dos componentes químicos de la MO. Si se tiene demasiado C se hace lento el proceso y si se tiene demasiado N se originan malos olores y se genera una mezcla viscosa

(Rodríguez y Córdoba, 2006). La Tabla 3 indica la clasificación de los residuos orgánicos (RO), que se utilizan en la elaboración de la vermicomposta doméstica.

Tabla 3. Clasificación de los residuos orgánicos empleados en el vermicompostaje (Rodríguez y Córdoba, 2006).

	RESIDUO	OBSERVACIÓN
Residuos Cafés	Aserrín, virutas de madera,	No usar si proviene de madera tratada con productos químicos.
	Hojas perennes, Hojas secas.	Es mejor picada. Se recogen en otoño para su uso Picar y mojar. Favorecen la aireación.
	Paja y heno, pasto cortado y seco Poda de árboles	Ayuda a la aireación. Deben ser cortadas en forma de astillas menores a 1 cm.
Residuos Verdes	Cítricos	Se requiere buena aireación.
	Estiércol de animales herbívoros.	Muy útil.
	Frutas y verduras, residuo de comida.	Picar en trozos pequeños, principalmente cáscaras.
	Maleza verde	Pasteurizar al sol dentro de una bolsa negra durante 7 a 10 días
Pequeñas cantidades	Pasto verde	Mezclar con materiales secos. No usar si tiene plaguicidas.
	Aceites y grasas	Al podrirse se generan malos olores.
	Carne, hueso, pescado.	Genera malos olores y atrae roedores y moscas.
	Papel sin tinta	Se degrada lentamente. Cortar en tiras.
Riesgo sanitario	Excrementos de animales carnívoros y humano.	Contiene microorganismos peligrosos a la salud.
	Plantas enfermas.	La vermicomposta puede estar contaminada.
	Malezas y plantas resistentes.	Las plantas con raíces persistentes y malezas con semillas muy difíciles de pasteurizar.

Los desechos están constituidos por masa heterogénea que tiene su origen en la comunidad urbana como de tipo homogénea de los residuos en el sector agrícola, industrial y minero. Los residuos sólidos se pueden clasificar en domésticos, comercial, agrícola, zonas de plantas de tratamiento. Se consideran residuos domésticos los generados en las casas habitación (cáscaras de fruta, vegetales,

cítricos, residuos de comida, papel, cartón, residuos de jardín y hojarasca etcétera) que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas y de los productos que se consumen. Las lombrices digieren los residuos de la degradación y crean microtúneles que favorecen la aeración y humectación (Tchobanoglous, 1994; Rodríguez y Córdova, 2006).

Las enmiendas orgánicas van a repercutir no sólo en la calidad del medio edáfico y en la producción vegetal, sino que también van a contribuir a modificar la retención, degradación y movilidad de los plaguicidas (Sánchez *et al.*, 2006).

La gestión de estos residuos es de interés público, ambiental y social debido a los problemas en relación a su desecho, emisiones y lixiviados (Briceño *et al.*, 2007).

De acuerdo con los distintos sectores de actividades de nuestra sociedad, los residuos generados pueden clasificarse según su procedencia:

- a) Sector primario (agricultura y ganadería): Incluye los residuos agrícolas, residuos ganaderos y residuos forestales.
- b) Sector secundario (transformación): Incluyen a los residuos industriales, residuos asimilables a urbanos, residuos inertes, residuos tóxicos y peligrosos y residuos mineros.
- c) Sector terciario (servicios): Incluye los residuos sólidos urbanos y las aguas residuales urbanas.

Actualmente la gestión de los residuos comprende una combinación de cuatro elementos claves: a) reducción del volumen y toxicidad de los residuos generados; b) reciclaje, reutilización y valorización, tanto como sea posible, de los residuos generados, c) recuperación energética de los residuos sobrantes con sistemas dotados de los mejores equipos técnicos para evitar la contaminación y d) utilización de vertederos con adecuados controles medioambientales.

El uso de residuos orgánicos como enmienda contribuye al desarrollo de los componentes activos en el suelo como son los ácidos húmicos (AH) y los fúlvicos

(AF) (Plaza *et al.*, 2003). Estos ejercen un papel importante en procesos geoquímicos como fuente de nutrimentos para plantas y microorganismos, en la capacidad amortiguadora ácido-base y, debido a la mejor estructura, favorece la capacidad de retención y aireación del suelo. Por otro lado los residuos orgánicos favorecen la actividad biológica, porque con su adición al suelo se añaden nutrimentos y nuevos grupos de microorganismos como bacterias, hongos y actinomicetos (Wenner *et al.*, 2005).

En algunos casos los residuos orgánicos pueden tener efectos adversos tales como (Briceño *et al.*, 2007):

- Agregar compuestos fitotóxico para cultivos y suelos, como por ejemplo, compuestos fenólicos de cortezas de árboles, amonio procedente de estiércol, sales, grasas, semillas de hierbas y microorganismos patógenos.
- Restringir la germinación de semilla, destrozarse raíces o suprimir el crecimiento de plantas.
- Favorecer la pérdida de nutrimentos por lixiviación, escorrentía o emisión a la atmósfera.
- La aplicación de MO inmadura puede empeorar el estado, calidad y función de la MO del suelo.
- En zonas aeróbicas se pueden originar suelos con baja aireación, lo que hace descender la producción de CO₂ y descomposición del C, acumulado en metabolitos microbiológicos como los ácidos grasos.
- Algunos residuos orgánicos están asociados a compuestos tóxicos orgánicos e inorgánicos, que son incorporados al suelo con respectivas consecuencias negativas para cultivos y microorganismos.

1.3.2 Residuos convencionales y no convencionales

La OCDE, define a los residuos como aquellas materias generadas en las actividades de producción y consumo que no alcanzan en el contexto que son producidas ningún valor económico; ello puede ser debido tanto a la falta de tecnología adecuada para su aprovechamiento como a la inexistencia de un mercado para los productos recuperados. De acuerdo a su aprovechamiento se clasifican en residuos convencionales y no convencionales.

Los residuos convencionales, son objetos, materiales, sustancias o elementos sólidos que por su naturaleza, uso, consumo y/o contacto con otros elementos, objetos o productos no son peligrosos y el generador abandona, rechaza o entrega como producto de las actividades domésticas, industriales, comerciales, institucionales siendo susceptibles de aprovechamiento o transformación en un nuevo bien, con valor económico o de disposición final. Dentro de los residuos convencionales se pueden encontrar el plástico, papel, vidrio, chatarra, cartón, tela, madera, residuos orgánicos etc.

Dentro de los residuos no convencionales se consideran: objetos, elementos o sustancias que se abandonan, botan, desechan, descartan o rechazan y que por su naturaleza, uso, contacto, cantidad, concentración o características son, tóxicos, biológico-infecciosos, combustibles, inflamables, explosivos, corrosivos, radiactivos, reactivos o volatilizables y pueden causar riesgo a la salud humana o deteriorar la calidad ambiental hasta niveles que causen riesgo a la salud humana y que representan un peligro para el equilibrio ecológico o el ambiente (Jimenez, 2001); entre ellos se encuentran los aceites, pesticidas (DDT, BHC), petroquímicos, lodos residuales provenientes de las plantas tratadoras, metales pesados, solventes, entre otros.

La materia prima que se utiliza durante el vermicomposteo son residuos orgánicos: estiércol, residuos de cultivo, aguas negras, desechos domésticos, lodos etc. Estos desechos los descomponen para convertirlos en humus, mismos que poseen un alto contenido de elementos nutritivos (Moreno *et al.*, 2008).

1.3.2.1 Residuos de origen animal y vegetal

Los abonos orgánicos incluyen todo material de origen orgánico utilizado para la fertilización de cultivos o como mejoradores de suelos. Estos tienen su origen en residuos vegetales y animales, los que en su forma más simple pueden ser residuos de cosechas que quedan en los campos y se incorporan de forma espontánea o con las labores de cultivo y residuos de animales que quedan en el campo al permanecer los animales en pastizales, incluye un grupo muy variado de mezclas tales como composta, vermicomposta y desechos vegetales y animales utilizados en la agricultura (Paneque y Calaña, 2004).

Como producto de las actividades agropecuarias se generan gran variedad de residuos de origen vegetal y animal. Los residuos vegetales están integrados por restos de cosechas y cultivos (tallos, fibras, cutículas, cáscaras, bagazos, rastrojos, restos de podas, frutas) procedentes de diversas especies cultivadas. El contenido de humedad de este tipo de residuos es relativo dependiendo de varios factores, tales como las características de las especies cultivadas, ciclo del cultivo, tiempo de exposición a los factores climáticos, manejo, condiciones de la disposición, entre otras. (Jeavons, 2002).

Estiércol, se designa a los desechos en el manejo de la crianza y explotación de animales que pueden variar desde un individuo hasta su manejo en gran número en las zonas ganaderas (García-Pérez, 2006). Dentro de los residuos animales, se incluyen excrementos sólidos y semisólidos (estiércoles) y líquidos purines. Desechos de faena, cadáveres, sobrantes de suero y leche. Los estiércoles y purines son los residuos que presentan mayor interés por la concentración especial que alcanzan en producciones como la lechera, suinicultura, avicultura, entre otros y por el impacto ambiental negativo que producen. Estiércoles: es una descripción general de cualquier mezcla de heces, orines y desperdicios. La composición físicoquímica del estiércol varía de una producción agropecuaria a otra, dependiendo entre otros factores del tipo de ganado, de la dieta, y de las condiciones bajo las cuales se produce el

estiércol. Purines, a diferencia de los estiércoles los purines tienen un alto contenido de agua, por lo que son manejados como líquidos (Soto, 2003).

La adicción de estiércol ha demostrado ser de vital importancia y determina la mayor parte de los cambios que tienen lugar durante el vermicompostaje (Aíra *et al.*, 2008). La liberación de los estiércoles animales sin procesar en los campos agrícolas ha contaminado las aguas subterráneas ya que causan un gran riesgo a la salud pública. Una alternativa para su disposición es procesarlos en fábricas de residuos y producir metano y electricidad; sin embargo, estas instalaciones son una opción costosa en comparación con las tecnologías más baratas como el vermicompostaje (Aíra y Domínguez., 2010).

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos ha declarado que los desechos de animales criados en las granjas de los E.U contaminan el agua, más que otras fuentes industriales combinadas, ya que originan cerca de 8, 466,000 kg de estiércol por segundo, es decir 130 veces más excremento que la población entera de los Estados Unidos, lo que constituye problemas masivos de contaminación ambiental del agua, el suelo y el aire (Steinfeld *et al.*, 2006).

Aíra *et al.* (2008), estudiaron el efecto de la dosis de sustrato orgánico en el vermicompostaje de purines de cerdo, monitorearon los cambios en el contenido de C total y la actividad de la biomasa microbiana para conocer cómo interactúan la lombriz de tierra y las dosis de aplicación durante el vermicomposteo. Encontraron que la pérdida de C no es afectada por la tasa de purines aplicada, a pesar del efecto que tuvo en la relación lombrices microorganismos. Por lo que recomiendan las tasas bajas de aplicación de estiércol cuando el objetivo es la estabilización microbiológica del residuo.

1.3.2.2 Residuos de relleno sanitario

Los Residuos Sólidos Municipales (RSM) los define el Instituto Nacional de Ecología (INE) en México como: Todos aquellos residuos que surgen de las actividades humanas y animales, normalmente son sólidos y se desechan como

inútiles o no queridos, éstos provienen de las actividades que se desarrollan en casas-habitación, sitios y servicios públicos, demoliciones, construcciones, establecimientos comerciales y de servicios, así como residuos industriales que no se deriven de su proceso y no estén considerados como peligrosos.

La basura municipal que se deposita en el relleno sanitario de la localidad de Barrancas en el municipio de San Miguel Acambay, está compuesta aproximadamente por el 40%, de materia orgánica, 19% cartón y papel, 9% botellas de tereftalato de polietileno (PET), 5% de materiales plásticos, 5% de materiales de vidrio, 3% de aluminio y el 19% de diversos materiales aún no clasificados.

1.3.2.3 Lodos residuales

El crecimiento urbano debido al aumento de la población y a la emigración de los habitantes rurales a zonas metropolitanas ocasiona un incremento en la producción de residuos sólidos, entre los que se encuentran los lodos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales, los cuales es necesario eliminar o darles la salida más adecuada (Salcedo *et al*, 2006).

La disposición de (LR) ha llegado a ser un problema económico y ambiental de las plantas tratadoras de agua, ante esto se han buscado opciones para su disposición (Martín del Campo,1996). Una vez que los LR han sido estabilizados mediante un tratamiento químico o biológico, que garantice su seguridad para ser reutilizados, son denominados biosólidos. Los biosólidos se caracterizan por presentar cantidades importantes de nutrimentos, bajo contenido de agentes patógenos y presencia permisible de metales, por lo que pueden ser utilizados como mejoradores de suelo (Quinchia y Carmona, 2004).

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 a la norma 40CFR part.503, USA EPA (1993), permite hacer un uso de los biosólidos adicionándolos

a suelos agrícolas (Workman, 2002).

El lodo residual (LR) se obtiene del tratamiento de las aguas residuales, este inicia con una sedimentación 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 2002). Los LR tienen un papel importante en la aportación de nutrientes como: nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) para la planta; tal es el caso del N que puede estar presente en diversas formas: la inorgánica (mineral) formando nitratos y amonio (NO_3 y NH_4) y la orgánica formando enlaces con átomos de carbono (C-NH_2); estas formas presentes en el suelo son los más usados por las plantas para su desarrollo y crecimiento, aunque pueden estar más fácilmente lixiviables a los mantos freáticos (Millares *et al.*, 2002).

Los lodos residuales producen un aumento del contenido de sales y de conductividad eléctrica en los suelos, lo cual puede constituir una limitación desde el punto de vista de su uso agrícola. Por otra parte los LR producen una mejora en las propiedades físicas del suelo: incrementan la infiltración, capacidad de retención de agua y mejoran la estabilidad estructural (Albaladejo y Díaz, 1990).

Sin embargo, los lodos también presentan aspectos negativos en cuanto su uso como abono, como son la presencia de sustancias tóxicas (metales pesados, compuestos orgánicos no biodegradables, alta concentración de sales etc.) y de microorganismos patógenos que pueden influir negativamente tanto en los suelos como en los cultivos. El contenido de metales pesados representa la principal limitación para su uso agrícola (Millares *et al.*, 2002).

Los LR, producen una reactivación de sus propiedades biológicas y bioquímicas, estimulando el aumento de las poblaciones microbianas y su actividad metabólica, como consecuencia de los aportes de carbono, por lo que existe un incremento de enzimas y metabolito, implicados en los procesos de descomposición e inmovilización de los nutrientes incorporados con los materiales orgánicos

(Nannipieri *et al.*, 1990).

En este sentido, Salcedo *et al.* (2006), ha reportado que el uso de lodos como fuente de MO mejora las propiedades tanto físicas como químicas del suelo agrícola en cuanto a incremento en los niveles de MO, disminución de la densidad aparente, mayor formación y estabilidad de agregados, mejor retención de humedad, incremento en el tamaño de poros, etc. Además aporta cantidades significativas de N y P que contribuye a disminuir el consumo de fertilizantes químicos. La velocidad con que las fuentes de N orgánico se mineralizan depende de las propiedades del suelo y del residuo orgánico utilizado, así como de la cantidad del LR adicionada (Delgado *et al.*, 2000).

Para el caso del P este es un factor de crecimiento en los vegetales, como ocurre con el N. El P tiene una gran influencia en la primera fase de crecimiento de las plantas. La plántulas se nutren de P acumulado en la semilla, pero cuando se agota esta reserva ha de tomarlo del suelo (Brady y Weil, 2003).

1.3.3 Reciclaje de los residuos sólidos

El retiro de materiales reutilizables o reciclables del flujo de la basura disminuye el volumen y la cantidad de los desperdicios que son enviados a disposición final, lo cual resulta de beneficio para el medio ambiente.

Dentro del enfoque de aprovechamiento conservacionista y energético, se pueden clasificar las diversas formas de aprovechamiento de residuos de acuerdo con la mayor o menor recuperación de cada proceso adoptado. Así, se tienen (Capistrán, 2001):

- Índice Máximo de Recuperación:

Se refiere a reuso o reutilización. Se incluyen los materiales que pueden ser reutilizados sin proceso industrializado, a no ser, lavado y esterilizado. Se citan

como ejemplo las botellas de refresco o de cerveza en buen estado. En este caso no hay pérdida de ningún insumo energético aplicado en las diversas etapas de la fabricación de aquel producto y además la energía gastada para utilizarlos nuevamente es mínima.

- Índice Medio de Recuperación:

En esta categoría se encuentra el reciclaje; es decir la recuperación de ciertos materiales que necesitan de un proceso industrial que los transforme nuevamente en materia prima reutilizable. Como ejemplo, el papel, vidrio, plásticos y metales.

- Recuperación Biológica:

Consiste en la descomposición aeróbica con la producción de composta, vermicomposta o abono orgánico estabilizado, que constituye una fuente energética importante para los cultivos agrícolas y a la vez que se puede obtener un combustible gaseoso (metano), a través de un biodigestor.

Un gran número de residuos orgánicos pueden ser utilizados en la vermicomposta, aunque algunos necesitan de un pretratamiento para ser aceptados como alimento de las lombrices: lavado, precompostaje, maceración y mezclado. De forma general los residuos o mezclas de ellos a utilizar deben de cumplir los siguientes requerimientos (Nogales *et al.*, 2008).

-Tener una estructura física adecuada. Tal que puedan retener humedad para que sean accesibles a la lombriz y permitir el paso del aire y el drenaje del exceso de humedad. Para mejorar la estructura se suelen mezclar los residuos con materiales estructurantes.

-Tamaño de partícula no muy gruesos.

-Relación C/N entre 20 y 30. Si el residuo inicial no tiene esta relación se buscan mezclas de residuo que tengan un valor aproximado.

-Debe tener una salinidad adecuada. La salinidad influye en la vitalidad de las lombrices y en un elevado contenido en sales puede inhibir su actividad e, incluso matarlas. Por ello la conductividad del extracto de saturación de los residuos no

puede ser superior a los 8 dS cm⁻¹. El lavado previo de los residuos es la técnica de acondicionamiento más usada.

-Nivel de amonio adecuado. Una concentración superior a 0,5 mg g⁻¹ de amonio es tóxica para las lombrices.

-Escaso contenido de metales y contaminantes orgánicos. Estas sustancias pueden ser tóxicas para las lombrices o pueden acumularse en sus tejidos.

-Escaso contenido en sustancias minerales.

1.4. ACTIVIDAD BIOLÓGICA DE LOS MICROORGANISMOS

La fertilidad de un suelo se define como su capacidad para proporcionar a las plantas un medio físico, que permita su establecimiento y desarrollo y suministre, en cantidad y forma adecuada, los nutrimentos que necesitan para satisfacer sus necesidades durante toda su existencia. Las propiedades químicas, físicas, biológicas y climáticas que actúan normalmente en interacción, son las que identifican la fertilidad de los suelos. Entre estos factores, los componentes biológicos actualmente son los más considerados en investigación y producción de cultivos, la actividad de los microorganismos no solo es un factor clave en la fertilidad del suelo, sino que también lo es en la estabilidad y funcionamiento de ecosistemas naturales como los agroecosistemas. En la actualidad, los factores biológicos se han convertido en criterios importantes para valorar el manejo de los suelos, de tal forma que se crea la necesidad de orientar la producción agrícola hacia nuevas tecnologías fundamentadas en la recuperación de los suelos mediante un manejo agroecológico sostenido (Trasar *et al.*, 2000).

La fertilidad y el funcionamiento de los suelos dependen en gran proporción de las propiedades bioquímicas y microbiológicas, ya que son muy importantes para definir las principales funciones edáficas: productiva, filtrante y degradativa. Por lo tanto, la actividad biológica y bioquímica del suelo es de importancia capital en el mantenimiento de la fertilidad del hábitat terrestre y consecuentemente del

funcionamiento de los ecosistemas forestales y agrícolas.

De acuerdo con las relaciones que presentan con las plantas, los microorganismos del suelo se dividen en tres grandes grupos: a) saprófitos, que utilizan compuestos orgánicos procedentes de residuos de animales, vegetales o microbianos; b) simbiontes parásitos o "patógenos", causantes de enfermedades a las plantas; c) simbioses, los cuales benefician el desarrollo y nutrición vegetal (Smith *et al.*, 2002).

Entre los beneficios para el sistema suelo-planta, pueden citarse los siguientes:

- Estimulación de la germinación de las semillas y del enraizamiento.
- Incremento en el suministro y disponibilidad de nutrientes.
- Mejora de la estructura del suelo como consecuencia de la contribución microbiana en la formación de agregados estables.
- Protección de la planta frente a estrés hídrico y abiótico

La fuente de dichos beneficios en general es atribuible a las colonias bacterianas y actinomicetos, relacionados con la mineralización del sustrato orgánico y procesos metabólicos y fisiológicos en la rizósfera.

Dentro las transformaciones biológicas que tienen lugar en el suelo, las enzimas desempeñan un papel importante al ser los catalizadores bioquímicos., considerados por algunos autores como índices de fertilidad en los suelos, cuando se estudian de forma conjunta, enzimas implicadas en los distintos ciclos biogeoquímicos (Gil-Sostres *et al.*, 1992).

1.4.1 La actividad enzimática en el suelo

Las enzimas, son proteínas que actúan como catalizadores orgánicos disminuyendo la energía de activación, la cual se define como la energía necesaria para desestabilizar los enlaces químicos de un compuesto y su objetivo es el de facilitar la formación de un producto así como, colocar los constituyentes químicos en una proximidad adecuada, para que las reacciones se lleven a cabo

transformando los sustratos orgánicos en inorgánicos, sin presentar cambios en su estructura química, están directamente implicadas en la transformación de las formas complejas de carbono de la MO a nutrientes fácilmente disponibles para las plantas (Coyne, 2000; Ceron y Melgarejo, 2005).

Las enzimas actúan sobre sustratos específicos transformándolos en productos necesarios para los ciclos biológicos. Los microorganismos del suelo y la rizosfera liberan enzimas al suelo a través de secreción y lisis celular. Un bajo porcentaje de estas proteínas quedan inmovilizadas y se estabilizan con diferentes componentes de la fase sólida del suelo, como las arcillas, moléculas orgánicas y complejos organominerales (Albiach *et al.*, 2001). Entre sus características están el poseer una elevada eficiencia catalítica que le permite aumentar millones de veces la velocidad de la reacción recuperando su estado inicial al término del proceso catalítico. Las enzimas son catalizadores específicos, tanto para el tipo de reacción como para los compuestos sobre los que actúan (Lehninger, 2003; Lozano *et al.*, 2005).

Las enzimas extracelulares, son importantes porque solubilizan o metabolizan sustratos produciendo nutrientes necesarios para los microorganismos y plantas. Además participan desintoxicando al ambiente y modificando el microambiente de la célula viva, mejorando la probabilidad de sobrevivencia celular (Bandick y Dick, 1999).

La actividad enzimática en el suelo se relaciona con los ciclos de nutrientes (flujo de energía), la respiración y la biomasa microbiana, en conjunto indican las reacciones bioquímicas que suceden dentro de este heterogéneo y complejo sistema; además, están estrechamente relacionadas con las propiedades físicas, químicas y son sensibles a los cambios generados por manejo, por lo que las actividades enzimáticas permiten monitorear el funcionamiento del suelo respondiendo a la necesidad de entender los efectos positivos, negativos e interactivos sobre las propiedades y los procesos que suceden dentro de esta

matriz y las relaciones entre estos factores, los usos y prácticas de manejo. Las enmiendas orgánicas incrementan la actividad de las enzimas en el suelo, al menos que éstas contengan ciertos contaminantes como metales pesados o compuestos orgánicos tóxicos en concentraciones inhibitorias (Alvear *et al.*, 2005).

Las enzimas son relativamente resistentes a los procesos de desnaturalización, por lo que es difícil extraerlas del suelo y, por tanto se estudian indirectamente midiendo su actividad, y expresándolas en cantidad de producto final por tiempo de incubación y gramo de suelo. Las actividades enzimáticas son consideradas bioindicadores de la calidad y productividad del sistema y de la actividad de los microorganismos del suelo, siendo sensibles a algunos contaminantes (metales pesados, pesticidas, entre otros) por lo que pueden ser usadas para valorar el estado ecológico del sistema, aunque debido a la complejidad en la dinámica del ecosistema suelo y la especificidad de sustrato mostrada por cada actividad enzimática, es necesario combinar la información proporcionada por estos parámetros para estudiar la evolución de los ciclos de nutrientes y describir las funciones e interacciones del ecosistema con otros componentes del mismo (García-Gil, 2001).

Las enzimas proceden de células proliferantes, latentes, o restos de ellas. La mayor producción de enzimas extracelulares se le atribuye a microorganismos por su gran biomasa, su alta actividad metabólica y su corto ciclo de vida, en contraste con otros organismos que también las pueden liberar como las plantas y los animales. Se ha detectado la actividad de hidrolasas, transferasas, oxidorreductasas y liasas que están directamente relacionadas con los ciclos del C, N, P y S (Dick y Tabatabai, 1992). Sin embargo, según su función, las enzimas del suelo más estudiadas son las oxidorreductasas (deshidrogenadas, catalasas y peroxidasas) y las hidrolasas (fosfatasa, proteasa y ureasa).

Las enzimas oxidorreductasas, son estudiadas por el papel que tienen en la oxidación de la MO y en la biodisponibilidad de nutrientes inorgánicos para el

cultivo, informan del estado metabólico de la biota del suelo, por estar implicadas en los procesos de respiración y detoxificación en los microorganismos. Las enzimas hidrolasas actúan así: 1) la ureasa y la proteasa hidrolizan el N orgánico y producen N inorgánico; 2) la fosfatasa cataliza la hidrólisis de los compuestos de P orgánico en inorgánico y los hace asimilables para las plantas; 3) la β -glucosidasa hidroliza los enlaces β -D-glucopiranosidos para proporcionar estructuras carbónicas esenciales como fuente energética para los organismos heterótrofos edáficos (Eivazi y Zakaria, 1993).

1.4.1.1 La importancia de las enzimas como indicadores de calidad

La calidad del suelo se basa sobre las funciones del mismo y para estimarla se necesita un conjunto de indicadores que cuantifiquen su estado, por lo cual la aproximación debe ser holística, integrando todas las partes del sistema; el establecimiento de indicadores responde a la necesidad de medidas que permitan evaluar los efectos de manejo y deben ser sensibles a los cambios en un período de tiempo relativamente corto (Doran *et al.*, 2002).

El suelo es una entidad dinámica con multitud de procesos biológicos y geoquímicos que muestran una elevada heterogeneidad espacial y temporal, y con mecanismos de control. Los indicadores candidatos a cuantificar la calidad del suelo deben ser: a) fácilmente medibles, b) sensibles al estrés, c) responder de forma predecible, d) ser anticipatorios, es decir, adelantarse al cambio más o menos reversible, y e) tener una baja variabilidad natural, en su respuesta (Joergensen *et al.*, 2006).

Se pueden usar propiedades físicas y químicas para definir la calidad del suelo: textura, densidad aparente, capacidad de retención de agua, contenido de agregados, pH o MO, sin embargo estas propiedades cambian lentamente y, por consiguiente, se requieren muchos años para apreciar cambios significativos. Por el contrario, las propiedades bioquímica (C y N, la biomasa microbiana, N

mineralizable, respiración, actividad enzimática) son sensibles a pequeños cambios edáficos y, por tanto, proporcionan información exacta e inmediata de cambios en la calidad edáfica (Caravaca *et al.*, 2002; Nannipieri *et al.*, 2003; Gil *et al.*, 2005).

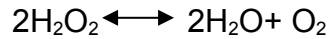
Se han encontrado muy buenas correlaciones entre la actividad microbiana del suelo y los niveles de actividad enzimática. Los principales factores que pueden afectar a las actividades enzimáticas del suelo tienen especial importancia la especie cultivada y el uso de enmiendas (Alvear *et al.*, 2005).

Estudios sobre la actividad enzimática en suelos han demostrado que la eficiencia con la que actúa una enzima sobre el sustrato es afectada por varios factores como: pH, MO y la calidad de la misma, temperatura, textura, presencia de metales pesados, entre otros. Las enzimas son afectadas por los valores de pH en suelo, debido a que valores extremadamente ácidos o básicos, pueden causar desnaturalización de la enzima, al modificar el estado de ionización de los grupos funcionales localizados en el centro activo de la enzima, que puede alterar el reconocimiento del sustrato y la reactividad de los sustratos en la catálisis. (Quintero *et al.*, 2003).

1.4.1.2 La catalasa como indicador de calidad

La actividad catalasa es un índice sensible del metabolismo aerobio y se encuentra, al igual que la deshidrogenasa, asociada a células viables. La catalasa se encuentra en todas las bacterias aeróbicas y en la mayor parte de los organismos anaerobios facultativos; es una enzima de tipo intracelular, de ahí que, se ha utilizado como índice de la biomasa edáfica y como un componente de diferentes índices de fertilidad, al igual que la deshidrogenasa (García-Izquierdo *et al.*, 2003).

La reacción de la catalasa, descompone el peróxido liberando agua y oxígeno se presenta a continuación:



Esta enzima se ve afectada por el tipo de suelo, adición de MO, así como prácticas de manejo en el suelo y laboreo a largo plazo (Jhonson y Temple, 1964).

La actividad de la catalasa en suelos es considerada un indicador de la actividad microbológica aerobia y ha sido relacionado tanto con el número de microorganismos aerobios y la fertilidad del suelo. La catalasa es una oxidorreductasa que cataliza la transformación de una de las formas tóxicas del oxígeno para los organismos vivos. El peróxido se forma usualmente durante los procesos respiratorios; ese compuesto es relativamente estable y es producido en pequeñas cantidades por casi todos los organismos que crecen aeróbicamente. Actúa principalmente a nivel intracelular, aunque permanece activo fuera de las células microbianas asociado con la MO del suelo o adsorbida sobre minerales arcilloso (Perucci *et al.*, 1997).

García-Gil (2001), encontró que las actividades enzimáticas, al igual que las propiedades biológicas, muestran una estimulación de la actividad de los microorganismos del suelo con la aplicación de las enmiendas orgánicas. Las enzimas oxidorreductasas e hidrolasas aumentan después de la aplicación del composta y del lodo residual al suelo, para continuar con una evolución descendiente a medida que el sistema se va estabilizando, manteniendo únicamente diferencias significativas con los controles en el caso de la deshidrogenasa y catalasa al final del experimento, constatando una revitalización de la biomasa en el ecosistema del suelo y contribuyendo así, a una mejora de la calidad del mismo.

1.4.2 Los microorganismos patógenos en los residuos orgánicos

El control adecuado del compostaje y vermicompostaje es importante ya que el producto será utilizado como biofertilizante del suelo, su aplicación descontrolada constituye un peligro para la salud pública y una amenaza para el medio ambiente

por la exposición a microorganismos patógenos, contaminación de los productos agrícolas y contaminación del agua.

Los riesgos para los seres humanos, animales y plantas por la presencia de patógenos presentes en los residuos orgánicos, subproductos y sustratos se clasifican en (FAO, 2000):

- Riesgos del trabajo: recolección, transporte, tratamiento, suministro, distribución
- Los riesgos de la cadena alimentaria: la transmisión de patógenos para el hombre o los animales y las plantas de productos agrícolas importancia.
- Los riesgos ambientales: la introducción de agentes patógenos en el medio ambiente o contaminación del agua subterránea.

Los patógenos son causantes de enfermedades (bacterias, hongos, virus, actinomicetos, levaduras y protozoos). A lo largo del proceso de vermicompostaje se espera una reducción de los agentes patógenos por acción de diferentes condiciones como pH, temperatura, humedad, sustancias antibióticas, fuente del material orgánico, tipo de suelo, especie de lombriz empleada etc; estos factores determinaran el tiempo de sobrevivencia de los microorganismos patógenos en los abonos orgánicos (FAO, 2000).

Altos niveles de patógenos son excretados en el estiércol, mostrando algunos estudios cantidades por arriba de 1×10^7 quistes de *Cryptosporidium*/gr de heces (becerros), 3×10^6 de *E.coli*/gr heces (bovinos), 6×10^5 de *E.coli*/gr heces (cerdos); asimismo, el período de excreción de *E.coli* dura meses; en animales jóvenes o enfermos se elevan los niveles de cualquiera de ellos (Hauffen, 2006).

A partir del estiércol de las granjas los patógenos son diseminados en el ambiente por diferentes rutas: a) en primer lugar mediante la aplicación de estiércol sólido o líquido a la tierra, como fertilizante, b) por las corrientes de agua que lo arrastran durante las tormentas, c) mediante la generación de aerosoles, d) por fugas o derrames de las lagunas o estanques de almacenamiento.

Contaminación del ambiente por estiércol y rutas de exposición humana a patógenos: Como consecuencia de la diseminación del estiércol y liberación de los

patógenos presentes en él, se origina la contaminación de: a) el suelo, b) el aire, c) cuerpos de agua superficiales y subterráneas, d) los cultivos agrícolas (alimentos), f) seres humanos por contacto directo. Estas bacterias son destruidas durante el proceso de compostaje y vermicompostaje debido a que las condiciones ambientales en las que se encuentran son desfavorables y son incapaces de competir por los nutrientes con la microbiota autóctona presente en el suelo (Gómez *et al.*, 2004).

1.4.2.1 Los coliformes totales y fecales indicadores de contaminación

Un aspecto importante en la producción de cualquier composta es la capacidad de eliminar los microorganismos patógenos durante el proceso. En la vermicomposta, la determinación de coliformes fecales y *Salmonella*, es necesaria para lograr que el producto que reúna los estándares de calidad establecidos en la NOM-004 (SEMARNAT, 2002).

Los coliformes fecales son bacterias que viven en el tracto digestivo de animales de sangre caliente y son excretados en las heces y, aunque no son patógenos, son utilizados como organismos indicadores de la presencia de otras bacterias fecales causantes de enfermedades, como la *Salmonella* causante de tifoidea, cepas patógenas de *E.coli*, *Campylobacter* causante de gastroenteritis.

El término coliformes se refiere a los microorganismos, bacilos Gram negativos, no esporulados, aerobios o anaerobios facultativos que fermentan la lactosa con producción de ácido y gas, aunque algunos pueden ser fermentadores tardíos o no fermentadores, como *Citrobacter* y *Serratia*. La mayoría de los coliformes pueden encontrarse en la flora normal del tracto digestivo del hombre o animales, por lo cual son expulsados especialmente en las heces, por ejemplo *Escherichia coli*.

Droppelmann *et al.* (2009), buscaron establecer el efecto de la densidad inicial de lombrices en la remoción de patógenos, mediante el vermicomposteo de lodo residual, usando como indicador el número más probable de coliformes fecales (NMPCF). Emplearon cuatro densidades: alta con 0.2 kg lombrices/kg lodo, media con 0.1 kg lombrices/ kg lodo, baja con 0.05 kg lombrices/ kg lodo y un blanco. Entre el día 13 y 20 encontraron en las muestras con densidades alta, baja y media la clasificación A según *United States Environment Protection Agency*, no así el blanco. Finalmente encontraron en el día 20 que tanto la densidad media como la alta lograron el 100% de remoción de los coliformes fecales.

Lorenzana *et al.* (2010), produjeron vermicomposta con residuos de verdura como mejorador del suelo, para la propagación de *Marrubium vulgare*, planta de uso medicinal. Encontraron que el rendimiento de la vermicomposta con este tipo de residuos fue 49.03% y el de la biomasa de las lombrices 26.4% y existió una remoción de *Salmonella* y coliformes fecales, por lo que la calidad de la vermicomposta cubrió con la NOM-004 (SEMARNAT, 2002).

1.4.2.2 La *Salmonella* un indicador de contaminación

Durante muchos años los abonos orgánicos han sido aplicados a cultivos sin saber con qué grado de madurez o estabilidad se encuentran éstos, sin embargo existen metodologías para conocer la calidad en la que se encuentra un abono orgánico, tanto microbiológicas como químicas, dentro de las microbiológicas se determina que los abonos estén libres de bacterias patógenas como *Escherichia coli*, *Salmonella* sp, *Shigella* y *Listeria monocytogenes* (Kim, *et al.*, 2009).

Algunas bacterias patógenas comunes excretadas en el estiércol son *Salmonella* sp y *Escherichia coli*, la transmisión se efectúa por la ruta fecal-oral, infectando el tracto gastrointestinal de humanos y de animales, donde se multiplican, produciendo un amplio rango de enfermedades, principalmente: diarrea, vómito, dolor abdominal y complicaciones. Usualmente las infecciones causadas son

benignas y autolimitadas, solo en algunos casos son severas. La *Salmonella* es una bacteria que puede causar una infección gastrointestinal conocida como salmonelosis. Esta infección puede ocurrir en los humanos y animales. Una vez que la vaca es infectada con *Salmonella* su erradicación es difícil ya que hay cepas resistentes a antibióticos. Además puede transmitirse por contacto directo de animales. *Salmonella sp*, es uno de los patógenos entéricos más estudiados encontrados en la composta, se sabe que la temperatura por 15 días es letal para los miembros de este grupo (Pacchepsky, 2008).

Salmonella sp, es una bacteria Gram negativa, predominantemente móvil, anaerobia facultativa, que al ser un microorganismo patogénico de tipo entérico causa salmonelosis en animales y plantas. El género *Salmonella* se incluye en la familia Enterobacteriaceae: son fermentadores de la glucosa, catalasa positivo, oxidasa negativo y suelen ser móviles; representa una excepción *Salmonella Gallinarum*, siempre inmóvil (EPA, 2006).

1.5. OBJETIVO GENERAL

Seleccionar la mezcla más adecuada de residuos sólidos orgánicos (animal, vegetal y lodo residual), mediante pruebas fisicoquímicas y biológicas durante el proceso de vermicomposteo empleando a *E. fetida* para conocer su grado de estabilidad.

1.6. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Comparar los parámetros químicos (pH, CE, MO, N-tot, N-inorgánico, relación C/N) de las mezclas durante el proceso de vermicomposteo para conocer si existen diferencias en cuanto a tiempo y tratamiento.

Determinar la presencia de patógenos humanos coliformes totales y *Salmonella* en las diferentes mezclas a través del número más probable (NPM) al inicio y final del proceso de vermicomposteo para conocer su grado de contaminación.

Evaluar la actividad de la enzima catalasa en las distintas mezclas a través del método Johnson y Temple 1964, al inicio y al final del proceso de vermicomposteo para conocer su calidad como mejorador del suelo.

Determinar el efecto de la biomasa de la lombriz *Eisenia fetida* en los tratamientos adicionados con LR, AA y RO al inicio y final del vermicomposteo para conocer los cambios en el proceso y el tiempo de estabilización del producto final.

CAPITULO II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Descripción de la zona de estudio.

El experimento en invernadero se llevó a cabo en el campus universitario el Cerrillo de la Universidad Autónoma del Estado de México (Figura 3), ubicada en la carretera Toluca-Ixtlahuaca Km. 14.7 camino a Tlachaloya.

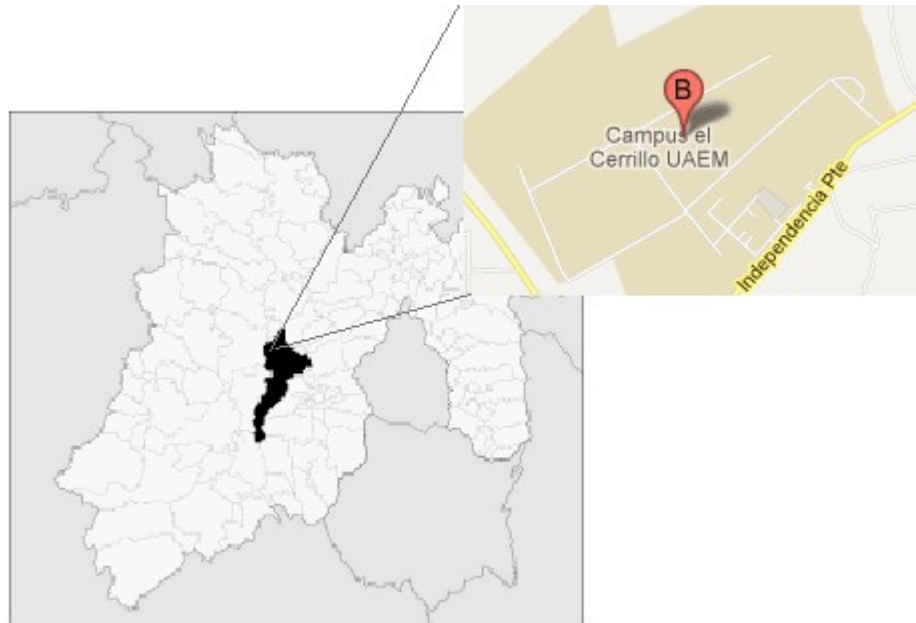


Figura 3. Localización del campus el cerrillo UAEM en el Toluca, Estado de México.

2.2. Muestreo de lodo residual, residuos domésticos y abono animal.

El muestreo de los lodos residuales se llevó a cabo en el filtro prensa de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales Toluca Norte, perteneciente a la operadora de Ecosistemas S.A de C.V. (Ecosys). La planta Toluca Norte se ubica cerca del río Verdiguél en un terreno de 16 hectáreas dentro de la propiedad conocida como "Rancho San Blas", en el kilómetro 2.5 del camino de Villa Cuauhtémoc, en la Colonia Guadalupe Victoria Estado de México.

El muestreo se realizó de acuerdo a la NOM-004 (SEMARNAT, 2002). La muestra se secó a la sombra a temperatura ambiente, posteriormente se homogenizó, dispersó y tamizó con una malla de 2 mm. Una parte del lodo se utilizó para el análisis fisicoquímico y el resto para el desarrollo del experimento.

El Municipio de Acambay se localiza al Noroccidente del Estado de México, a 86 Km de su Capital Toluca (Figura 4), se encuentra ubicado entre los paralelos 19° 57' 18" de latitud norte y a 99° 50' 47" de longitud oeste del meridiano Greenwich a una altura de 2,552 metros sobre el nivel del mar, con una extensión territorial aproximada 492.13 km², siendo el 2.21% del territorio estatal; cuenta con una población aproximada de 56,849 habitantes (INEGI, 2005).

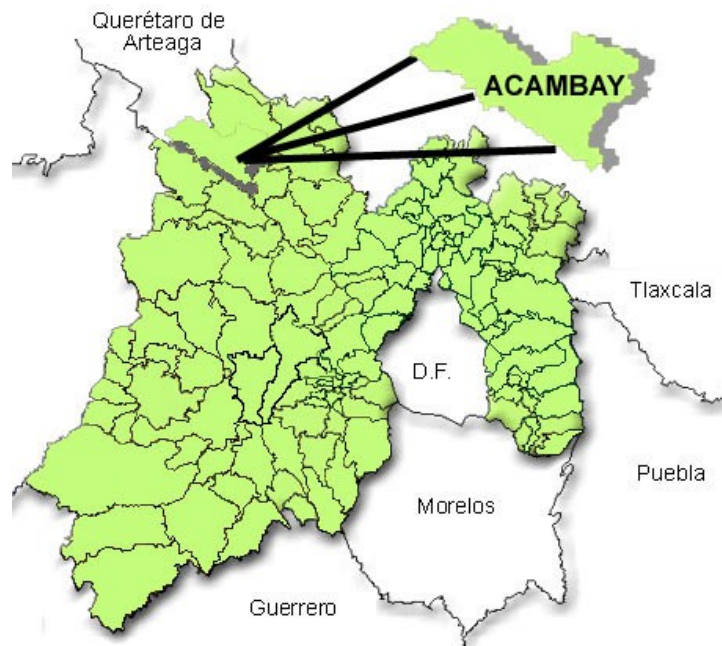


Figura 4. Ubicación geográfica del municipio de Acambay en el Estado de México.

La disposición final de residuos sólidos en el municipio se realiza en el relleno sanitario ubicado en la comunidad de Barrancas, donde ingresan un promedio de 35 toneladas diarias, de la cual aproximadamente un 40% corresponde a residuos orgánicos. La colecta de los residuos domésticos se llevo a cabo durante un lapso de 20 días en donde se mezclaron y se obtuvo una cantidad aproximada de 45 kg

de residuos sólidos orgánicos en base húmeda, estos fueron triturados antes de su aplicación en los tratamientos.

La colecta del abono animal, estiércol de vaca se llevó a cabo en la posta de la Facultad de Veterinaria del campus El Cerrillo Piedras Blancas, se tomaron varias muestras de forma aleatoria para formar una sola mezcla compuesta de abono fresco de aproximadamente 40kg.

2.3. Selección de la lombriz de tierra

La lombriz de tierra (*E. fetida*) comúnmente conocida como roja californiana; se seleccionó, considerando a individuos de color rojo tenue, característico de lombrices jóvenes, con el clitelium bien desarrollado (anillo de mayor tamaño localizado en la segunda sección del cuerpo), lo que indicá que sexualmente estaban desarrolladas; con un peso aproximado de 0.5 g por organismo.

2.4. Diseño del experimento en invernadero

En el experimento se usaron 4 tratamientos, la composición de estos se indica en la tabla 4. Todos los tratamientos fueron homogenizados y colocados en recipientes de plástico con un diámetro de 36.5 cm y 13 cm de altura. Se agregó agua cada tercer día y a cada tratamiento se le adicionó 10 organismos (*Eisenia fetida*) (Pearson *et al.*, 2000). El experimentó contó con cuatro tratamientos y una dosis de LR equivalente a 40 ton/ha equivalente a 519.10 g. Todos los tratamientos tuvieron la misma dosis de LR y se mezclaron con residuos orgánicos y estiércol de vaca. Las mezclas se simbolizaron de la siguiente manera: **O**₁₀₀, sólo residuo orgánico, **A**₁₀₀ sólo abono animal, **O**₇₅-**A**₂₅ proporción 3:1(residuo orgánico y abono animal respectivamente) y **O**₅₀-**A**₅₀ proporción 2:2, 50% de residuo orgánico y 50% de residuo animal.

Tabla 4. Componentes de los tratamientos.

Tratamientos (clave)	Características	Lodo residual (g)	Residuo orgánico (g)	Residuo animal (g)	Lombriz (No. de organismos)	
1	O₁₀₀	O+LR+L	559.10	4,000	0	10
2	A₁₀₀	A+LR+L	559.10	0	4,000	10
3	O₅₀-A₅₀	O+A+LR+L	559.10	3,000	1,000	10
4	O₇₅-A₇₅	O+A+LR+L	559.10	2,000	2,000	10

LR: lodo residual, A: abono animal, O: residuo orgánico, L: lombriz de tierra.

Los tratamientos se mantuvieron en condiciones de invernadero, primero se sometieron a un precomposteo el cuál consistió en preparar las mezclas sin *E. fetida*, después se colocaron los tratamientos en invernadero durante 20 días y se tomó la lectura de temperatura, humedad y pH cada tercer día, para lograr las condiciones fisicoquímicas necesarias para lombriz de tierra. Posteriormente se inicio con el vermicomposteo con una duración de 91 días. La toma de muestras fue por triplicado y se llevó a cabo los días 45, 68 y 91 durante el vermicomposteo. Posteriormente las muestras se secaron al ambiente, se homogeneizaron, molieron y tamizaron para su análisis fisicoquímico en laboratorio.

Las muestras que se emplearon para análisis biológicos (coliformes totales, *Salmonella* y catalasa), se tomaron los días 45 (inicio) y 91 (final) del proceso de vermicomposteo, se almacenaron en bolsas de plástico e inmediatamente se llevaron al laboratorio para sus análisis pertinentes. El diseño del experimento fue aleatorio, donde la distribución de los tratamientos en invernadero, se dispuso en dos filas de manera aleatoria, como se muestra en la figura 5.

O _{75-A75}	A ₁₀₀	O _{50-A50}	O _{75-A75}	O ₁₀₀	A ₁₀₀
O ₁₀₀	O _{50-A50}	A ₁₀₀	O ₁₀₀	O _{50-A50}	O _{75-A75}

Figura 5. Distribución de los tratamientos en el invernadero.

2.5. Análisis de laboratorio

2.5.1 Análisis fisicoquímico

Los análisis físicos y químicos que se llevaron a cabo en este estudio se muestran en la tabla 5.

Tabla 5. Análisis físicos y químicos realizados en la vermicomposta (NOM-021-RECNAT-2001).

Parámetro	Método general
Análisis físico Humedad	Método gravimétrico, AS-05-1997.
Análisis químico pH	pH en agua, en una dilución 1:2, empleando un potenciómetro Corning modelo 340, a través del Método AS-12-1997.
Nitrógeno Total	En semimicro-Kjeldahl, a través del Método AS-16-1997.
Nitrógeno inorgánico y amoniacal	Determinación de N _{inorg} extractable con KCL 2N, a través del método AS-15-1997. Se basa en la extracción del amonio intercambiable por equilibrio de la muestra de suelo con KCl 2N .
Materia Orgánica	Método de MO pérdida por calcinación. Con un conductímetro marca Hanna modelo HI98311 método As-18-2001.
Conductividad eléctrica.	

2.5.2 Análisis biológico

2.5.2.1. Coliformes totales y *Salmonella*

Se determinó la presencia de microorganismos patógenos: coliformes totales y *Salmonella*, de acuerdo a la NOM-114 (SSA1, 1994).

La cuantificación de los coliformes totales (CT), se realizó por el método del Número más Probable (NMP) (APHA, 2008).

Las diluciones que se realizaron fueron de 10^{-1} hasta la 10^{-3} . Se tomó 1g de las muestras de los tratamientos y se depositó en 9 mL de solución isotónica contenida en un tubo de ensaye y se agitó, esta fue la dilución 10^{-1} , posteriormente se tomó 1 mL de esta dilución y se depositó en otro tubo de ensaye que contenía la solución isotónica, se realizó los mismos pasos hasta llegar a la dilución de 10^{-3} , posteriormente se tomó 1 mL de cada dilución, se realizaron tres repeticiones por cada dilución de las muestras y se colocó en tubos de ensaye que contenían el caldo lauril triptosa, incubando a 35 °C por 24 y 48 horas, posteriormente se tomó la lectura.

De los tubos de ensaye que presentaron crecimiento de coliformes totales se tomó la muestra para la determinación *Salmonella*, ésta se sembró por estriado la superficie del medio de cultivo agar sales biliares-verde brillante, posteriormente se colocaron a 35 °C durante 24-48 horas.

2.5.2.2. Catalasa

La catalasa se determinó por el método Jhonson y Temple (1964), y medida a través del H_2O_2 residual mediante permanganometría. Para ello se pesaron 0.5 g de cada tratamiento en botes de polipropileno enseguida se añadieron 40 mL de agua destilada y se taparon. Se agitaron durante 30 min (30 vueltas por minuto) y se agregaron 5 mL de peróxido de hidrogeno (H_2O_2) se taparon y se agitaron de nuevo durante 10 minutos exactos a 20°C. Se colocaron 5 mL de ácido sulfúrico

1.5 M y se filtró. Posteriormente se tomó una alícuota de 25 mL y se valoró con permanganato 0.01 M.

Para cada muestra se realizaron controles y blancos. El control, se realizó con 5 ml de H₂O₂ por 5ml de H₂O destilada. El blanco, se preparó semejante a los tratamientos pero sin muestra.

2.6. Análisis estadístico

Los datos colectados del experimento se analizaron empleando el paquete estadístico Statgraphics Plus 5, se realizó una estadística descriptiva determinando su media y desviación estándar.

Se aplicó una MANOVA con una $p < 0.05$, para determinar si existen diferencias significativas en cuanto al tiempo y el tratamiento, posteriormente se realizó una prueba de Tukey para la comparación de variables de los parámetros fisicoquímicos y biológicos de los tratamientos.

4.1. CONCLUSIONES.

Las mezclas empleadas en este estudio (O₁₀₀, A₁₀₀, O₅₀-A₅₀, O₇₅-A₂₅) generaron productos estables, que se puede adicionar en suelos degradados, considerándose una práctica efectiva para recuperar la calidad de los mismos, al reactivar los ciclos biogeoquímicos de nutrientes en el sistema y mejorar el estatus ecológico del suelo.

Las distintas mezclas (O₁₀₀, A₁₀₀, O₅₀-A₅₀, O₇₅-A₂₅) de residuos sólidos orgánicos al final del vermicomposteo 91 días, fueron ricas en nutrimentos (NPK) esenciales para las plantas y la relación C/N fue menor a 20, lo que indica su importancia agronómica.

La actividad de la enzima catalasa fue mayor al final del vermicomposteo en O₇₅-A₂₅, en comparación con el resto de los tratamientos, además presento valores superiores en cationes (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ y K⁺) y una mayor biomasa de *E.fetida*; por lo que se puede recomendar como la mezcla más viable para enriquecer el contenido de nutrimentos en un suelo de cultivo.

El producto final del vermicompostaje empleando diferentes mezclas de residuos orgánicos O₁₀₀, A₁₀₀, O₅₀-A₅₀, O₇₅-A₂₅, resulto un abono orgánico libre de patógenos por lo que se puede utilizar en un suelo de cultivo, sin ningún riesgo de contraer enfermedades provocadas por patógenos humanos.

Finalmente este estudio provee una base sólida de que el vermicomposteo puede ser una tecnología potencial para convertir sustancias nocivas como los residuos de relleno sanitario y LR de la comunidad en materiales de valor agregado (vermicomposta) y biomasa de lombriz.

4.2. LITERATURA CONSULTADA.

- Aira, M., Sampedro, M., Monrroy, F., Domínguez, J., 2008. Detritivorous earthworms directly modify the structure, thus altering the functioning of a microdecomposer food web. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 2511–2516.
- Albiach, R., R. Canet, F. Pomares And F. Ingelmo. 2001. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural Bioresource Technology. 75:43-48.
- Alvear, M., Rosas, A. Rouanet, J.L. y Borie F., 2005. Effects of three soil tillage systems on some biological activities in an Ultisol from southern Chile. *Soil and Tillage Research* 82: 195-202.
- Atiyeh, R. M. Subler, S., Edwards, C. A., Bachman, G., Metzger, J. D., and Shuster, W. 2000. Effects of vermicomposts and composts on plant growth in horticultural container media and soil. *Pedobiologia*. 44: 579-590.
- Atiyeh, R., Edwards, Subler S. y J. Etzger. 2001. Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: effects on physicochemical properties and plant growth. *Bioresource Technology* 78: 11-20.
- Atiyeh, M., Lee, C., Edwards, N., y J. Metzger. 2002. The influence of humic acids derived from earthworm-processed organic wastes on plant growth. *Bioresource Technology* 84: 7-14.
- Brown D. y Rothery P. 1993. *Models in Biology: Mathematics, statistics and computing*. John Wiley and Sons. New York. pp:1-9
- Cabañas-Vargas D., Sanchez-Monedero A., Urpilainen T., Kamilaki A. and Stentinford E. J. 2005. Assessing the stability and maturity of compost at large-scale plant. *Ingenieria*, 9-2: 25-30.
- Capistrán F., E. Aranda y J. Romero. 2001. *Manual de reciclaje, compostaje y lombricompostaje*. Instituto de ecología, A.C. Xalapa, Ver. 150p.
- Caravaca, F., G. Masciandaro, and B. Ceccanti. 2002. Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. *Soil Till. Res.* 68:23–30
- Cédric Francou, Poitrenand Maelenn and Houot Sabine (2005). Stabilization or organic matter during composting influence of process and feedstocks. *Compost Science and Utilization*. Vol. 13, No. 1: 72-83
- Ceron, R. Melgarejo, M. 2005. Enzimas del suelo: indicadores de salud y calidad. *Acta biológica colombiana*. 10:(1): 5-18
- Coyne, M. 2000. *Microbiología del suelo: Un enfoque exploratorio*. Madrid: Paraninfo. 416 pp.
- Delgado M. Porcel M. Miralles R. Bellido N. Beltrán E. y Bigeriego M. 2000. *Agricultura* 816: 440-442.
- Dick A and M. Tabatabai. 1992. Significance and Potential Use of Soil Enzymes. En Meeting, FJB. *Soil Microbial Ecology: Applications in Agriculture and Environmental Management*. Marcel Deckker, NY, USA, 95-127.

- Dick, W. A., Cheng, L. y Wang, P. 2000. Soil acid and alkaline phosphatase activity as pH adjustment indicators. *Soil Biol. Biochem.* 32 (13):1915-1919.
- Doran J.W. 2002. Soil Health and Global Sustainability Translating Science into Practice. *Agriculture Ecosystems Environment.* 88: 119-127.
- Droppelmann C; Gaete C; Miranda P., 2009. Vermicomposting of biological sludge for coliforms reduction. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia.* (49): 124-128.
- Droppelmann, C., Gaete, P., Miranda, P 2009. Vermicomposting of biological sludge for coliforms reduction. Universidad Andrés Bello, Escuela de Ingeniería Ambiental. 49, 124-128.
- Eivazi, E, and A. Zakaria. 1993. β -Glucosidase activity in soils amended with sewage sludge. *Agrie. Ecosyst. Environ.* 43: 155–161.
- EPA. 2004. EPA Regional Priority AFO Science Question. Synthesis Document. Pharmaceutical and pathogens. Workshop Review Draft.
- FAO. 2000. Inocuidad y calidad de los alimentos en relación con la agricultura orgánica. 22 Conferencia Regional de la FAO para Europa. Oporto, Portugal: 24-28 de julio 2000.
- García, C.; Gil-Sotres, F.; Hernández, T.; Trasar-Cepeda, C. 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. Mundi-Prensa, Madrid. 371 p.
- García, C.; Hernández, M. T. 2000. Investigación y perspectivas de la enzimología de suelos en España. C.S.I.C., Murcia.
- Gil S., F., C. Trasar C., M. C. Leirós, and S. Seoane. 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biol. Biochem.* 37: 877–887.
- Guerrero, G. A. 1990. El suelo, los abonos y la fertilización de los cultivos. Ed. Mundi Prensa. Madrid.
- Huang G.F., J. Wong W. C., Nagar B.B., Wu Q. T. y 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).
- INFOSTAT. 2004. Manual del Usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera Edición, versión 2004, Editorial Brujas Argentina. 318 p.
- Jackson, L. M., 1982. análisis químicos de suelos. Omega, España, pp. 662.
- Jimenez, B, E. 2001. La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. Limusa. México.
- Joergensen, R., y Emmerling, C., 2006. Methods for evaluating human impact on soil microorganisms based on their activity, biomass, and diversity in agricultural soils. *Journal Plant Nutrition Soil Science* 169, 295-309.
- Johnson JL, Temple K L 1964. Some variable affecting the measurement of catalase activity in soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 28: 207-209.
- Kale R. D., B.C. Malesh, K. Bano and D.J. Bagyaraaj.1992. Influence of vermicompost application on the available macronutrients and selected microbial population in a paddy fields. *Bioresource Technology.* 24: 1317-1320.

- Kim, J., Shepherd Jr, M. W., & Jiang, X. 2009. Evaluating the Effect of Environmental Factors on Pathogen Regrowth in Compost Extract. Clemson, Carolina del Sur: Springer Science.
- Lara H. A., y R. L., Quintero. 2006. Manual de producción de humus de lombriz. Unidad Académica de agronomía. Universidad Autónoma de Zacatecas "Francisco García Salinas". Campus Montecillo, México. 43pp.
- Lehninger A. A. 2003. Bioquímica las bases moleculares de la estructura y función celular. Ed. Omega. 2ª ed. Ediciones Omega. Barcelona España. 1117 pp.
- Lorenzana M., Sánchez L., Moreno R., Hernández O., 2010. Vermicomposteo de desechos de verdura de tianguis y su efecto en la germinación *Marrubium vulgare*. Informe de Proyecto Terminal. UPIBI-IPN. México.
- Lozano, J. A., Galindo, J. D., Garcia, J. C., Martínez, J. H. Peñafiel, R. y Solano, F. 2005. Bioquímica y Biología Molecular para Ciencias de la Salud. 3ª ed. Ed. Interamericana Mc Graw- Hill. Madrid. 804 pp.
- Millares de Imperial R, Beltrán E, Pocol M, Delgado M, Beringola M, Martín J, Calvo R y I Walter. 2002. Emergencia de seis cultivos tratados con lodo fresco y composteado, de estaciones depuradoras. Revista internacional de contaminación ambiental. UNAM México DF. Vol 18. Núm 3. 139-146 pp.
- 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. 83p.
- Nannipieri, P. 1984. Microbial biomass and activity measurements in soil: ecological significance. Curr. Persp. Microb. Ecol., Washington, DC. 515-521 pp.
- Nannipieri, P. 1984. Microbial biomass and activity measurements in soil: ecological significance. Curr. Persp. Microb. Ecol., Washington, DC. 515-521 pp.
- Nannipieri, P., J. Ascher, M. T. Ceccherini, L. Landi, G. Pietra, and G. Renella. 2003. Microbial diversity and soil functions. Eur.J. Soil Sci. 54:655–670.
- Ortiz H, Gutiérrez R y S Sánchez. 1997. Propuesta de manejo de los lodos residuales de la planta de tratamiento de la ciudad industrial del valle de Cuernavaca, Estado de Morelos, México. Rev. Int. Contam. Ambient. 11 (2), 105-115.
- Pachepsky, Y.A., O. Yu, J.S. Karns, D.R. Shelton, A.K. Guber, and J.S. van Kessel. 2008. Strain-dependent variations in attachment of E. coli to soil particles of different sizes. Int. Agrophysics. 22:61-66
- Paneque, V. M., Calaña, J. M., 2004 Abonos Orgánicos, conceptos prácticos para su evaluación y aplicación. Folleto Técnico. Asociación Cubana de técnicos Agrícolas y forestales. La Habana, Cuba. 54 p.

- Pearson M. S., Maenpaa K., Pierzynski G. M. y Lydy M. J. 2000. Bioremediation and Biodegradation. Journal of Environmental Quality. 29: 161-1617.
- Perucci P, Bonciarelli U, Santilocchi R, Bianchi AA. 1997. Effect of rotation, nitrogen fertilization and management of crop residues on some chemical, microbiological and biochemical properties of soil. Biol. Fertil. Soils 24: 311-316.
- Piccolo A. 2002. The supramolecular structure of humic substances: A novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. In: Advances in Agronomy 75: 57-135.
- Pierre, V., R. Phillip, L. M Argnerite y C. Pierrette. 1982. Anti-bacterial activity of the haemolytic system from the earthworms *Eisenia foetida andrei*. Invertebrate Pathology 40: 21-27.
- Reinecke, A. and J. Venter. 1988. Moisture preferences, growth and reproduction of the compost worm *Eisenia fetida* (*Oligochaeta*). Biol. Fertil Soils 3: 135-141.
- Salcedo P, Vazquez A, Krishnamurthy R, Zamora R, Hernández A y M Rodríguez. 2006. Evaluación de lodos residuales como abono orgánico en suelos volcánicos de uso agrícola y forestal en Jalisco, México. Interciencia VOL. 32 N° 2.
- Schuldt M; Rumi A; Gutiérrez E. 2005. Determinación de "edades" (clases) en poblaciones de *Eisenia Fetida* (*annelida: lumbricidae*) y sus implicancias reprobológicas. Rev, del Museo de La Plata. Zoología. 17(170): 1-10.
- Smith, J., J. Halvorson And H. Bolton. 2002. Soil properties and microbial activity across a 500 m elevation gradient in a semi-arid environment. Soil Biol. Biochem. 34:1.749-1.757.
- Soto, M. G. 2003. Abonos orgánicos: definiciones y procesos. En: Abonos orgánicos: principios, aplicaciones e impactos en la agricultura. Ed Meléndez, G. San José, Costa Rica, pp. 20-49.
- Suthar, S. 2009. Vermistabilization of municipal sewage sludge amended with sugarcane trash using epigeic *Eisenia fetida* (*Oligochaeta*). J. Hazard. Material. 163: 199-206.
- Tabatai, A. M. 1982. Soil enzymes. En: García C., Gil, F., Hernández, T. y Trasar, C. 2003. Técnicas de Análisis Bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. Ediciones Mundi-Prensa. España. 371 pp
- Venter, J.M. and Reinecke, A.J. 1988. The life cycle of the compost worm *Eisenia fetida* (*Oligochaeta*). South African Journal of Zoology 23(3):161-165.
- Yardav, V., Garg, K., 2011. Recycling of organic wastes by employing *Eisenia fetida*. Bioresource Technology 102, 2874–2880.

ANEXOS

ANEXO 1. Especificaciones Fisicoquímicas del Humus de Lombriz (Lombricomposta) NMX-FF-109-SCFI-2008.

Característica	Valor
Nitrógeno total	De 1 a 4% (base seca)
Materia orgánica	De 20% a 50%(base seca)
Relación C/N	≤20
Humedad	De 20 a 40% (sobre materia húmeda) ²
pH	de 5,5 a 8,5 ³
Conductividad eléctrica⁴	≤ 4 dS m ⁻¹
Capacidad de intercambio catiónico	> 40 cmol kg ⁻¹
Densidad aparente sobre materia seca (peso volumétrico)	0,40 a 0,90 g mL ⁻¹
Materiales adicionados	Ausente

ANEXO 2. Límites máximos permisibles para especificaciones Microbiológicas NMX-FF-109-SCFI-2008.

Microorganismo	Tolerancia
<i>Escherichia coli</i>	≤ 1000 NMP por g en base seca
<i>Salmonella spp</i>	3 NMP en 4 g, en base seca
<i>Huevos de helmintos viables **</i>	1 en 4 g, en base seca
<i>Hongos Fitopatógenos **</i>	Ausente

ANEXO 3.- Límites máximos permisibles para especificaciones para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos.

**LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA PATOGENOS
Y PARASITOS EN LODOS Y BIOSOLIDOS**

CLASE	INDICADOR BACTERIOLOGICO DE CONTAMINACION	PATOGENOS	PARASITOS
		Coliformes fecales NMP/g en base seca	<i>Salmonella spp.</i> NMP/g en base seca
A	Menor de 1 000	Menor de 3	Menor de 1(a)
B	Menor de 1 000	Menor de 3	Menor de 10
C	Menor de 2 000 000	Menor de 300	Menor de 35

(a) Huevos de helmintos viables

CAPITULO III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Características fisicoquímicas de los residuos orgánicos

Es importante conocer previamente las condiciones de los residuos orgánicos que se emplearon en el vermicomposteo, para evaluar los cambios en la MO y la actividad biológica y bioquímica de las mezclas a utilizar y conocer el tiempo de estabilización de producto. En la Tabla 6 se muestran los resultados obtenidos de las propiedades fisicoquímicas de los residuos empleados en este experimento.

El valor del pH en los residuos orgánicos empleados en la elaboración de la vermicomposta presentan valores cercanos a la neutralidad (6.54 O y 7.43 LR) y ligeramente alcalino en abono animal (8.06) de acuerdo a la norma NOM-021 (SEMARNAT, 2000). No obstante, estos resultados concuerdan con los reportados por Atiyeh *et al.* (2000), quienes reportaron valores alcalinos en los residuos que emplearon para el vermicomposteo. Asimismo estos resultados son similares a los reportados por Yadav *et al.* (2000), quienes encontraron valores 8.1 en el estiércol de vaca y de 6.3 en el lodo residual. Sin embargo, estos incrementos en los valores de pH, al realizar las mezclas de residuos sólidos orgánicos (LR, O y A) favorecieron el proceso de nitrificación en la vermicomposta.

La conductividad eléctrica (CE) en los residuos orgánicos fue mayor en el residuo doméstico (1.92 dS m^{-1}), seguida del abono animal (1.81 dS m^{-1}) el lodo residual (1.64 dS m^{-1}), estos valores son menores a los reportados por Yadav *et al.* (2011). Por otra parte, Gupta *et al.* (2008), reportaron valores de 1.62 para el estiércol de vaca y 2.0 en LR; asimismo en el 2011 estos autores encontraron un valor de 1.54 en el estiércol de vaca y 2.02 en residuos vegetales.

Tabla 6. Características fisicoquímicas del abono animal (A), residuo orgánico (O) y lodo residual (LR).

Parámetros	pH (H ₂ O)	CE ds m ⁻¹	MO (%)	C _{Org} (%)	C/N	N _{Tot} (%)	Ca g kg ⁻¹	Mg g kg ⁻¹	Na g kg ⁻¹
LR	7.43±0.2	1.64	57±0.03	33.6±0.2	12.1	4.7±0.3	9.7±0.3	1.3±0.4	6.4±0.3
O	6.54±0.2	1.92	34.9±0.3	24.6±0.3	19.3	1.8±0.4	13.6±0.2	0.8±0.5	5.2±0.4
A	8.06±0.1	1.81	49.1±0.2	28.9±0.2	15.8	3.1±0.3	11.2±0.2	1.3±0.2	1.5±0.3

O= residuo domestico, A= abono animal, LR= lodo residual, CE= Conductividad eléctrica, pH= potencial de hidrogeno, MO=materia orgánica, N_{tot}= nitrógeno total.

El contenido de materia de MO y C_{org}, fue mayor en el LR (57% y 33.6%), seguido del abono animal (49.1% y 28.9%) y del residuo orgánico (34.9% y 24.6%), estos resultados son similares a los reportados por Singh *et al.* (2011), quienes reportaron porcentajes de C_{org}, en LR y en residuos vegetales de (36% y 31%) respectivamente.

La relación C/N en O, A y LR fue de 19.3, 15.8 y 12.1 respectivamente; estos valores son bajos en comparación con los reportados Suthar y Sing (2008) y Gupta y Garg (2009). El porcentaje de N_{tot} en los residuos fue mayor en el LR (4.7%), seguido de A (3.1%) y O (1.8%), estos valores son bajos en comparación con los reportados por Grigatti *et al.* (2011).

El contenido de Ca²⁺ fue mayor en O (13.6), seguido A (11.2) y LR (9.7). El Na⁺ fue mayor en el LR (6.4) y menor en el AA (1.5). El contenido de Mg²⁺ fue semejante en los residuos A y LR (1.3) y menor en O (0.8) Los cationes Ca²⁺, Mg²⁺ y Na⁺ presentaron valores bajos de acuerdo a la norma NOM-021 (SEMARNAT, 2001); asimismo, estos residuos presentan valores bajos en comparación con los valores reportados por Sangwa *et al.* (2008).

3.2. Evolución de los parámetros físicos y químicos de la vermicomposta

3.2.1. Comportamiento de la humedad, pH y CE durante el vermicomposteo

El contenido de humedad, pH y CE presente en los tratamientos durante el vermicomposteo se muestra en la tabla 7, se observa que no existen diferencias significativas en el contenido de humedad de acuerdo al tratamiento, sin embargo si existen diferencias en cuanto al tiempo, siendo mayor a los 68 días. Los valores de humedad encontrados en este estudio son similares a los reportados por Gupta y Garg, 2008; Singh *et al.*, 2009 y Yadav y Garg., 2011; quienes establecen que

son adecuados para el desarrollo de la vermicomposta, porque se encuentran dentro del rango (60-80%) que requiere la lombriz *Eisenia fetida*, durante su ciclo de vida, pero se pueden modificar con relación a la concentración de lombrices presentes por unidad de área; este contenido de humedad es ideal para el desarrollo de los organismos aerobios descomponedores como hongos y bacterias que participan en la degradación de MO y que son parte de la vermicomposta (Cuevas, 2005).

El efecto de la combinación de residuos sólidos orgánicos (LR, O y A) aumento el valor del pH en sus primeras etapas (45 y 68 días) para posteriormente disminuir (91 días) en función progresiva de la tasa de descomposición de la MO (Armenta, 2006). El pH de todos los tratamientos fue de ligeramente a moderadamente alcalino en los tres tiempos de muestreo de acuerdo a la norma Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2008 (anexo 1), los valores encontrados a los 45 y 91 días se consideran óptimos para el desarrollo de la lombriz y poblaciones microbianas que participan en el vermicomposteo, debido a que se encuentran dentro del intervalo marcado por la norma (5.5 a 8.5); caso contrario con los valores obtenidos a los 68 días donde existe un incremento en el pH, donde toma valores desde 8.71 (O_{100}) hasta 8.62 ($O_{50}-A_{50}$) estos valores entran en el rango de clasificación de fuertemente alcalinos en un intervalo de (8.6 a 9.4). Delgado *et al*, (2004) y Fernández, (2008), reportaron que existe una mejor disponibilidad de los nutrientes cuando existe una tendencia de neutra a ligeramente alcalina en la vermicomposta, que al ser adicionada a suelos ácidos, favorece la absorción de los nutrientes por parte de la planta y evita que la planta asimile elementos contaminantes; por otra parte al ser adicionada a suelos básicos, incrementa los niveles de nutrimentos y crea resistencia de las plantas a las plagas y agentes patógenos.

Al final del vermicomposteo existe una reducción del valor del pH (Tabla 7) con una tendencia a la alcalinidad, en el siguiente orden $O_{50}-A_{50} > O_{75}-A_{75} > O_{100} > A_{100}$ respectivamente, posiblemente estos resultados se deban al aporte de MO de las mezclas de residuos sólidos orgánicos y al tiempo de degradación. Estos

resultados concuerdan con los reportados Yardav y Garg, (2011), quienes realizaron mezclas con diferentes residuos y encontraron al inicio del vermicomposteo valores de pH alcalinos y una disminución de estos valores al final del proceso de vermicomposteo.

Por otra parte, los datos muestran un aumento significativo en el pH de acuerdo al efecto del tratamiento con respecto al tiempo, siendo mayor en los tratamientos A_{100} y $O_{100} > O_{50}-A_{50} > O_{75}-A_{75}$ a los 68 días del vermicomposteo.

Tabla 7. Valores de humedad, pH y CE en los tratamientos a los 45, 68 y 91 días de vermicomposteo.

Tratamiento	Humedad (%)	pH	C.E (ds m ⁻¹)
45 días del vermicomposteo			
O_{100}	82.77±1.3C	8.22±0.02Cf	1.79Cc
A_{100}	80.02±0.8C	7.97±0.04Ci	1.6Cde
$O_{50}-A_{50}$	79.95±1.5C	8.30±0.01Ce	1.48Cef
$O_{75}-A_{25}$	73.82±0.8C	8.05±0.10Ch	1.52Cdef
68 días del vermicomposteo			
O_{100}	79.67±1.2A	8.71±0.02Aa	1.84Abc
A_{100}	81.33±0.7A	8.64±0.04Aa	1.94Aab
$O_{50}-A_{50}$	78.98±1.1A	8.62±0.01Ab	1.53Adef
$O_{75}-A_{25}$	77.34±0.9A	8.65±0.10Ac	1.69Acd
91 días del vermicomposteo			
O_{100}	72.81±1.4B	8.41±0.06Bc	2.03Bbc
A_{100}	78.13±0.6B	8.23±0.02Bg	2.36Ba
$O_{50}-A_{50}$	74.84±0.8B	8.57±0.08Bd	1.69Bf
$O_{75}-A_{25}$	75.66±0.6B	8.55±0.01Bc	1.74Bef

Promedio ± desviación estándar. Letras minúsculas diferentes en la misma columna denotan diferencias significativas ($p < 0.05$) en el efecto de los tratamiento con respecto al tiempo y letras mayúsculas diferentes denotan diferencias significativas ($p < 0.05$) sólo en el tiempo.

La conductividad eléctrica es (CE) es un parámetro que se emplea en estudios de compostaje y vermicompostaje porque contribuye como indicador del grado de madurez del producto final de la vermicomposta, este debe presentar un valor menor a 4 dS m⁻¹ (NMX-FF-109-SCFI-2008), ya que si rebasa este valor, indica una alta concentración de sales, que puede provocar problemas de fitotoxicidad al adicionarse a un suelo de cultivo (Gargetal, 2006; Suthar, 2009). En la tabla 7 se muestran los valores de CE en los tres tiempos, se observó un incremento

significativo al final del vermicomposteo (91 días), en el siguiente orden: A_{100} (2.36) $> O_{100}$ (2.03) $> O_{75}$ A_{25} (1.74) $> O_{50}$ A_{50} (1.69), estos resultados coinciden con los reportados por Yardav y Garg en el 2011, estos autores señalan un incremento del valor de la CE de 2.85 a 4.05) al final del vermicomposteo.

En los valores de CE se apreció una interacción tratamiento-tiempo, donde se observan diferencias significativas ($p < 0.05$), la CE fue aumentado en un rango de 1.48 O_{50} - A_{50} a los 68 días hasta 2.36 en A_{100} a los 91 días; posiblemente estos incrementos han sido debidos a la pérdida de la MO y a la liberación de minerales y sales a formas más disponibles como fósforo, amonio y potasio. Gupta y Garg, 2008, reportaron que el valor de pH y C.E influye en la alimentación de *E.fetida* y podrían ser un factor limitante para su crecimiento y supervivencia. Por otra parte Mitchell, 1997; reportó que la especie *E. fetida* es incapaz de sobrevivir en sustratos con valores de pH de 9.5 y C.E de 5.0 ($dS\ m^{-1}$).

3.2.2. Comportamiento de la MO, P y relación C/N durante el vermicomposteo

El contenido de MO, está relacionado con el porcentaje de C total presente en los tratamientos, se observan diferencias significativas en la interacción tratamiento-tiempo (Tabla 8), siendo mayor en el tratamiento A_{100} a los 45 días.

Al inicio del vermicomposteo (45 días) los valores son altos debido al aporte de MO proveniente de la adición de los residuos orgánicos, de acuerdo al siguiente orden $A_{100} > O_{100} > O_{75}$ - $A_{25} > O_{50}$ - A_{50} ; sin embargo, a los 68 estos valores disminuyeron encontrado el mayor contenido de MO en A_{100} (52.65%) y el menor en el tratamiento O_{75} - A_{25} (46.2%), al término del proceso (91 días) estos valores disminuyeron en el siguiente orden $A_{100} > O_{50}$ - $A_{50} > O_{100} > O_{75}$ - A_{25} , debido a la

descomposición de la materia orgánica durante el vermicompostaje que se resume en el aprovechamiento de la MO por *E.fetida* en el incremento de su biomasa y en el proceso de respiración de los microorganismos que es el consumo de oxígeno y

liberación de dióxido de carbono, reduciendo el contenido de carbono presente y transformando los tejidos y compuestos orgánicos (celulosa, hemicelulosa, lignina, polifenoles, quinonas) a sales minerales (nitratos, bicarbonatos, sulfatos, fosfatos, amonio, etc.) (Capistrán *et al.*, 2001). Por otra parte la disminución del porcentaje de C está relacionada con el incremento de las sustancias húmicas a medida que aumenta el grado de madurez y la estabilización de la MO en la vermicomposta.

Para el contenido de fósforo (P), como se observa en la Tabla 8, existió un incremento significativo al final del vermicomposteo (91 días), probablemente debido a la transformación del P de formas orgánicas a inorgánicas producto de la mineralización y movilización del P; siendo más alto en el tratamiento A₁₀₀ (13.79), seguido de los tratamientos O₇₅-A₂₅ (12.2) > O₅₀-A₅₀ (10.94) y menor en O₅₀-A₅₀ (10.7). No se encontraron diferencias significativas en el contenido de P disponible entre tratamientos y tiempo con una ($p < 0.05$), sin embargo si se encontraron diferencias significativas con relación al tiempo, siendo mayor a los 68 días del vermicomposteo.

Sangwan *et al.*, (2010), reportaron un incremento de 1.3 a 1.5 en el contenido de P disponible durante el vermicompostaje de residuos sólidos orgánicos. Yardav, (2011), informó que una cierta cantidad de P se convierte en formas más disponibles debido a la participación de las enzimas fosfatasa ácida y fosfatasa alcalina que se encuentran en el tracto digestivo de la lombriz y por otra parte a las acciones de microorganismos solubilizadores de P, que son responsables de la liberación de P durante el vermicompostaje.

Tabla 8. Valores de MO, P y relación C/N en los tratamientos a los 45,68 y 91 días de vermicomposteo.

Tratamiento	MO (%)	P g kg ⁻¹	Relación C/N
45 días del vermicomposteo			
O ₁₀₀	52.71±0.5bc	5.52±0.9C	39.57
A ₁₀₀	58.74±0.9a	5.96±0.4C	38.54

O₅₀-A₅₀	48.43±0.7de	6.41±0.3C	37.2
O₇₅-A₂₅	50.95±0.9cd	5.53±0.5C	34.8
68 días del vermicomposteo			
O₁₀₀	49.02±0.9de	8.61±0.4A	22.09
A₁₀₀	52.65±0.8b	9.39±0.6A	23.33
O₅₀-A₅₀	48.83±0.4de	8.36±0.6A	20.28
O₇₅-A₂₅	47.2±0.8ef	8.81±0.8A	19.89
91 días del vermicomposteo			
O₁₀₀	41.1±0.3ef	10.94±0.3B	21.36
A₁₀₀	44.17±0.9def	13.79±0.2B	15.4
O₅₀-A₅₀	40.31±0.7f	10.70±0.6B	17.5
O₇₅-A₂₅	43.03±0.8f	12.20±0.9B	17.33

Promedio ± desviación estándar. Letras minúsculas diferentes en la misma columna denotan diferencias significativas ($p < 0.05$) en el efecto de tratamiento -tiempo y letras mayúsculas diferentes denotan diferencias significativas ($p < 0.05$) sólo en el tiempo.

Para que se lleve a cabo el proceso de vermicomposteo se requiere una proporción adecuada en el contenido de C y N ya que esta relación influye en la cinética del vermicompostaje, las concentraciones altas de C-orgánico hacen que el proceso sea lento porque provocan una disminución en el contenido de N que limita el crecimiento y multiplicación de los microorganismos, por el contrario los valores altos de N generan olores desagradables y pérdida de N en forma amoniacal por lixiviación y volatilización por el incremento de temperatura. La relación C/N en el tiempo 1 (45 días) fue mayor en comparación con el tiempo 2 (68 días) y 3 (91 días). En la tabla 8, se observan los valores de la relación C/N a los 45 días el tratamiento O₁₀₀ (39.57) presentó el valor más alto y O₇₅-A₂₅ (34.8) presentó el valor más bajo. Al término del vermicomposteo permaneció el tratamiento O₁₀₀ con una mayor relación C/N (21.36) y la menor relación se encontró en O₇₅-A₂₅ (17.33), de acuerdo a la norma Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2008 se considera una buena relación C/N a valores ≤ 20 , por lo que los tratamientos O₇₅-A₂₅, A₁₀₀ y O₅₀-A₅₀ presentaron una buena relación C/N. Por otra parte; Atiyeh y colaboradores en el 2000, reportaron que una buena relación C/N, toma valores desde 75 al inicio del vermicomposteo debido al aporte de carbono en los residuos adicionados y llega a alcanzar valores de 16.2 al final del proceso. Este decremento en la relación C/N también fue reportado por Delgado *et al.*, 2004; Garg *et al.*, 2006 y Hait, 2011.

3.2.3. Comportamiento de la actividad de la enzima catalasa y contenido de C_{org} durante el vermicomposteo

La actividad catalasa es un índice sensible del metabolismo aerobio y se encuentra, al igual que la deshidrogenasa, asociada a células viables. El aumento de esta actividad enzimática al final del proceso de vermicomposteo en los tratamientos en los tratamientos $O_{75-A_{25}}$ (7.61 a 8.56) y O_{100} (7.39 a 8.03) y), puede ser explicado por el incremento de la biomasa de *E. fetida* en el tiempo 3 (91 días) y por la composición abundante del residuo proveniente del relleno sanitario, la presencia de la lombriz en los tratamientos favoreció la fragmentación disminución del tamaño de las partículas e incremento su porosidad y aireación del sustrato favoreciendo los procesos metabólicos aerobios en los microorganismos. Tras el proceso de vermicompostaje las actividades enzimáticas se vuelven más estables debido a la formación de complejos "enzimas-humus" que las hacen más resistentes a los procesos de desnaturalización (figura 6) (Fernández, 2008).

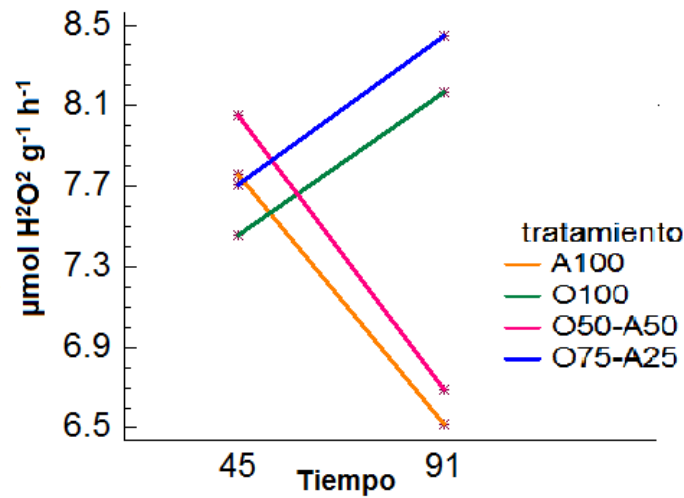


Figura 6. Comparación de la actividad de la enzima catalasa en los diferentes tratamientos al inicio (45 días) y final (91 días) del vermicomposteo.

Los tratamientos A₁₀₀ (7.73 a 6.54) y O₅₀-A₅₀ (8.02 a 6.76) presentan una disminución en la actividad enzimática debido a que el aporte de nutrientes y carbono fácilmente mineralizables presentes en la MO de estas mezclas fueron degradados rápidamente, por lo que es posible que haya habido cambios en la estructura de las comunidades microbianas, descendiendo las poblaciones de microorganismos aerobios responsables de dicha actividad, asimismo, esta disminución enzimática es semejante a la reportada por Nannipieri *et al.*, (1990).

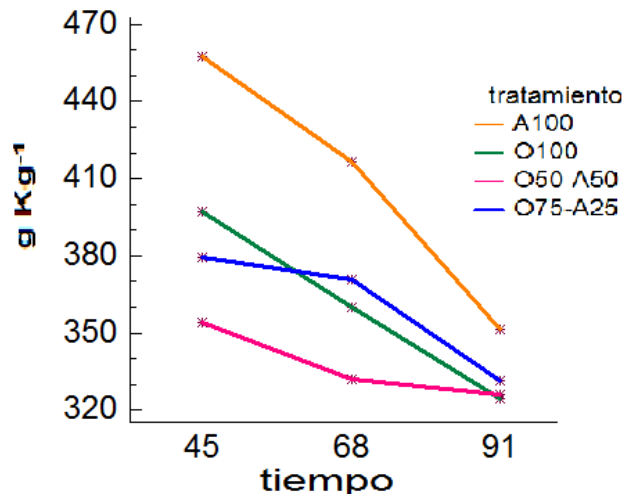


Figura 7. Comparación del contenido de C_{org} en los tratamientos a los 45, 68 y 91 días de vermicomposteo.

El decremento del contenido de C-orgánico obedece a la transformación de los sustratos lábiles a formas más estables (Singh *et al.*, 2005). Estos resultados coinciden con los reportados por Suthar, (2009), Yadav y Gar, (2011) y Pramanik *et al.*, (2007), quienes señalan un una disminución en el contenido de C-orgánico durante el vermicompostaje de distintas mezclas de residuos orgánicos.

En la interacción tratamiento-tiempo en el parámetro Corg, se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$). Al final del vermicomposteo (91 días) el contenido de carbono orgánico disminuyó en el siguiente orden $A_{100} > O_{75} - A_{25} > O_{100} > O_{50} - A_{50}$ como se muestra en la figura 7.

3.2.4. Comportamiento del N_{Tot} , N_{inog} , N_{amon} y nitritos-nitratos durante el vermicomposteo.

El contenido de N_{Tot} , indica diferencias significativas en la interacción tratamiento-tiempo con una ($p < 0.05$), siendo mayor en A_{100} a los 91 días de vermicomposteo. Los valores de N_{tot} aumentaron al final del vermicomposteo en el siguiente orden $A_{100} > O_{50} - A_{50} > O_{75} - A_{25} > O_{100}$, como se observa en la Tabla 9. Estos resultados son semejantes a los reportados por Grupta y Garg, (2008) quienes encontraron diferencias significativas en la interacción tratamiento-tiempo, sin embargo, Parvaresh *et al.*, (2004), no encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de N en el sustrato original y el producto de la vermicomposta. La razón de la discrepancia entre estos autores se debe a la calidad de los sustratos utilizados en la alimentación de la lombriz, junto a la estructura física y composición química, que afectan la mineralización de N_{org}

Sin embargo en el contenido de N_{inog} y N_{amo} , no se encontraron diferencias significativas en la interacción tratamiento-tiempo con una ($p > 0.05$), pero si hubo diferencias en el factor tiempo siendo mayor a los 45 días. El contenido menor $N - NH^{4+}$ en los tratamientos se atribuye a pérdidas por volatilización y procesos de nitrificación, así como a valores altos de pH.

La diferencia entre el N_{inorg} y el N_{amon} da como resultado la suma de los nitritos y nitratos presentes en los tratamientos enmendados con residuos orgánicos, a los 45 días del vermicomposteo se observa (Tabla 9) un contenido mayor en el tratamiento $O_{50}-A_{50}$ (4.01) y el menor correspondió a A_{100} (1.11), para el tiempo 2 (68 días) estos valores fueron semejantes a los 45 día, por otra parte a los 91 días estos valores se modificaron presentado el siguiente orden decreciente $O_{75}-A_{25} > A_{100} > O_{50}-A_{50} > O_{100}$ (1.84, 1.11, 1.06 y 0.94) respectivamente.

Por otra parte la lombriz de tierra modifica las propiedades físico-químicas y biológicas del sustrato aumentando la superficie expuesta a los microorganismos para aumentar su actividad y degradación de MO, incrementado el contenido de N mineralizado, posiblemente debido a la acción de las bacterias fijadoras de N y la disminución del valor de pH; esto también se atribuye a la muerte y desintegración de la lombriz de tierra ya que es rica en proteínas (Aira y Dominguez., 2009).

Tabla 9. Valores de N_{Tot} , N_{inorg} , N_{amon} y nitritos-nitratos en los tratamientos a los 45, 68 y 91 días de vermicomposteo.

Tratamiento	N_{Tot} (g kg ⁻¹)	N_{inorg} (%)	N_{amon} (%)	Nitritos + Nitratos
45 días del vermicomposteo.				
O_{100}	10.18±0.92de	4.10±0.74A	2.46±0.62A	1.63
A_{100}	11.90±0.8bcde	3.55±0.89A	2.43±0.97A	1.11
$O_{50}-A_{50}$	9.36±0.61e	5.62±0.15A	1.60±0.45A	4.01
$O_{75}-A_{25}$	11.12±0.93cde	5.42±0.32A	3.80±0.31A	1.61
68 días del vermicomposteo.				
O_{100}	16.53±0.92abcde	5.86±0.94B	2.91±0.82B	1.95
A_{100}	17.91±0.87abcd	2.83±0.11B	2.66±0.94B	0.16
$O_{50}-A_{50}$	16.79±0.91abcde	5.16±0.20B	2.74±0.92B	2.42
$O_{75}-A_{25}$	18.3±0.75ab	3.36±0.14B	1.65±0.15B	1.70
91 días del vermicomposteo.				
O_{100}	18.02±0.86abc	2.82±0.31C	1.87±0.78C	0.94
A_{100}	22.83±0.49a	4.77±0.91C	3.65±0.74C	1.11
$O_{50}-A_{50}$	18.98±0.74abc	3.74±0.41C	2.67±0.89C	1.06
$O_{75}-A_{25}$	19.47±0.9ab	3.76±0.23C	1.91±0.23 C	1.84

Promedio ± desviación estándar. Letras minúsculas diferentes en la misma columna denotan diferencias significativas ($p < 0.05$) en el efecto de tratamiento -tiempo y letras mayúsculas diferentes denotan diferencias significativas ($p < 0.05$) sólo en el tiempo.

Govindan (1988), reportó que la lombriz de tierra contiene 65% de proteínas, 14% grasas, 14% carbohidratos y 3% de cenizas.

Durante el proceso de mineralización del N, los microorganismos del suelo transforman los compuestos orgánicos de nitrógeno, hidrolizándolos a formas inorgánicas simples ($N-NO^3$ y $N-NH^{4+}$) que son más fácilmente asimilables por las plantas y los microorganismos. Estos microorganismos utilizan estas formas en su crecimiento principalmente en la síntesis de proteínas. En el caso de los microorganismos este fenómeno se denomina inmovilización, por otra parte el contenido de N mineralizado se conserva en forma de nitratos por medio de la acción de la lombriz de tierra en la transformación de residuos orgánicos a humus (Yardav, 2011).

3.2.5. Comportamiento de CIC y cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+) durante el vermicomposteo.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es una medida que nos indica el grado de madurez de la vermicomposta debido a la presencia de los grupos radicales carboxílicos, fenólicos y el incremento de los sitios de intercambio. Los valores de CIC tienden a incrementarse a medida avanza el tiempo de vermicomposteo, encontrando los valores más altos a los 91 días, en el siguiente orden decreciente $A_{100} > O_{50}-A_{50} > O_{75}-A_{25} > O_{100}$ (144.08, 136.55, 131.74 y 101.04) respectivamente, estos valores se consideran aceptables en la vermicomposta final ya que son $< 40 \text{ cmol kg}^{-1}$ (anexo 1), según la norma oficial Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2008. Credic *et al.*, (2005) y Singh *et al.*, (2005), reportaron al inicio del vermicomposteo valores menores a 100 cmol kg^{-1} al inicio del vermicomposteo y hasta 300 cmol kg^{-1} al finalizar el proceso de vermicomposteo, este incremento se debe a los procesos de humificación de la MO que aumentan los sitios de intercambio llegando a encontrarse valores muy altos.

En el contenido de Ca^{2+} , Na^+ y K^+ , no se encontraron diferencias significativas en la interacción tratamiento-tiempo, sin embargo, si existieron diferencias significativas en el factor tiempo con una ($p < 0.05$), siendo a los 91 días del vermicomposteo donde se encontraron los valores más altos.

No obstante, para el contenido de Mg^{2+} , se observaron diferencias significativas en el efecto tratamiento-tiempo, siendo mayor en el tratamiento O_{100} al final del vermicomposteo (Tabla 10).

Por otra parte, el contenido de Ca^{2+} incremento conforme transcurrió el vermicomposteo siendo mayor al final del vermicomposteo en el siguiente orden $\text{O}_{75}\text{-A}_{25}$ (19.84) > O_{100} (19.53) > A_{100} (18.41) > $\text{O}_{50}\text{-A}_{50}$ (17.37) Yardav y Garg (2011), también reportó un aumento significativo en el contenido de calcio (2.1 hasta 9.5) durante el vermicomposteo de mezclas de residuos orgánicos de estiércol de vaca, gallinaza y lodo residual. La lombriz de tierra dirige el proceso de mineralización y transforma una proporción de calcio a formas disponibles, sin embargo, este cambio está en función de la calidad del sustrato que sirva de alimento a la lombriz (Sangwan *et al.*, 2010).

Tabla 10. Valores de CIC y cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+) en los tratamientos a los 45, 68 y 91 días de vermicomposteo.

Tratamiento	CIC (cmol kg^{-1})	(g Kg^{-1})			
		Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+
45 días del vermicomposteo.					
O_{100}	24.24±0.7c	9.24±0.9B	3.70±0.6cd	6.04±0.9B	8.99±0.7B
A_{100}	28.43±0.9c	12.68±0.7B	2.58±0.8d	4.26±0.8B	9.66±0.9B
$\text{O}_{50}\text{-A}_{50}$	24.74±0.8c	13.32±0.8B	2.52±0.6bcd	6.06±0.9B	4.17±0.8B
$\text{O}_{75}\text{-A}_{25}$	25.19±0.9c	10.36±0.9B	2.01±0.9abc	4.98±0.6B	6.58±0.9B
91 días del vermicomposteo.					
O_{100}	101.04±0.9a	19.53±0.9A	12.98±0.9a	18.84±0.5A	12.71±0.6A
A_{100}	144.08±0.8a	18.41±0.7A	12.77±0.6ab	16.42±0.9A	13.92±0.5A
$\text{O}_{50}\text{-A}_{50}$	136.55±0.7b	17.37±0.7A	13.25±0.7a	17.64±0.9A	8.01±0.8A
$\text{O}_{75}\text{-A}_{25}$	131.74±0.8a	19.84±0.8A	13.53±0.7a	19.02±0.7A	13.19±0.9A

Promedio ± desviación estándar. Letras minúsculas diferentes en la misma columna denotan diferencias significativas ($p < 0.05$) en el efecto de tratamiento -tiempo y letras mayúsculas diferentes denotan diferencias significativas ($p < 0.05$) sólo en el tiempo.

En el contenido de Mg^{2+} , existió un incremento de alrededor de unidades en los tratamientos al final del vermicomposteo 91 días, siendo mayor en el tratamiento $O_{75}-A_{25}$, el cuál aumento de 2.01 a 13.53, este resultado es semejante al reportado por Suthar, (2009), quien encontró un incremento de 4.5 a 14 en tratamientos adicionados con LR y residuos de caña de azúcar.

Los valores encontrados del catión sodio Na^+ , muestran un incremento a los 91 días de vermicomposteo en comparación con el inicio 45 días, presentando el siguiente orden A_{100} (13.92) > $O_{75}-A_{25}$ (13.19) > O_{100} (12.71) > $O_{50}-A_{50}$ (8.01), esto significa que el contenido de sales aumento a medida que avanzó la descomposición de los materiales, presentándose un incremento en la CE, debido a la ganancia de sales. Sin embargo, las diferencias observadas entre tratamientos se deben principalmente a la composición química de los residuos sólidos orgánicos empleados además de una posible lixiviación de las sales durante el proceso de vermicomposteo (Yardav y Garg, 2011).

El potasio K^+ , fue también mayor al final del vermicomposteo 91 días que en las mezclas a los 45 días (Tabla 10), el mayor aumento en el contenido de K^+ se presentó en el tratamiento $O_{75}-A_{25}$ (de 6.58 a 18.79) que corresponde a un incremento de 12 unidades, Suthar, (2008), reportó un incremento de 104-160% durante el vermicompostaje de residuos orgánicos. Asimismo estas diferencias en los resultados pueden atribuirse a la naturaleza química de la materia prima inicial.

3.3. Evaluación de la biomasa de *Eisenia fetida* durante el vermicomposteo.

La tasa de supervivencia de *E.fetida* dependió del consumo de alimentos y de la combinación de las mezclas de los residuos orgánicos empleados, siendo mayor al final del vermicomposteo (91 días) se observó una disminución significativa en la biomasa de *E.fetida*, en el siguiente orden decreciente $O_{75}-A_{25}$ (11397) > O_{100} (11215) > A_{100} (10374) y $O_{50}-A_{50}$ (9759) respectivamente (figura 8). Probablemente causada por el agotamiento de la MO proveniente de los residuos. La biomasa de *E.fetida* fue diferente a los 68 días respecto al tratamiento O_{100} que presento

mayor biomasa, probablemente causado por los componentes presentes en los residuos de relleno sanitario que contienen materiales más resistentes a ser transformados y degradados.

Con respecto a la tasa de reproducción de *E.fetida* fue diferente entre las mezclas de residuos y dependió de la calidad del sustrato de alimentación.

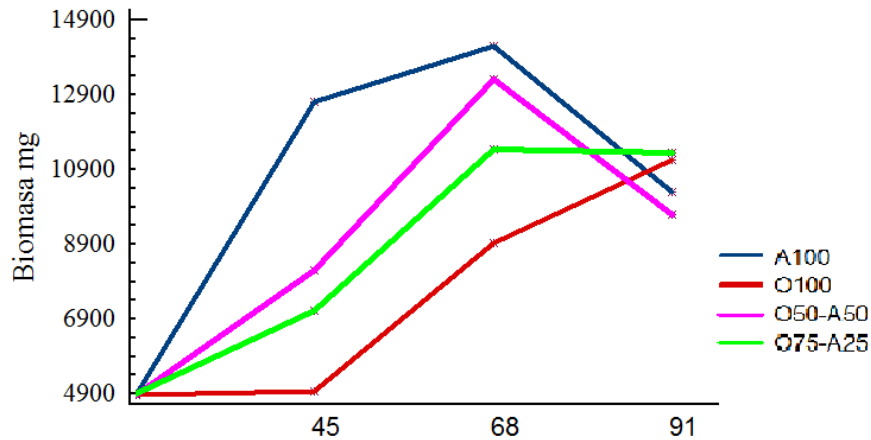


Figura 8. Comparación de la biomasa de la lombriz *E.fetida*, en los diferentes tratamientos a los 45, 68 y 91 días de vermicomposteo.

Cuando la materia pasa por sus intestinos se modifica el tamaño de las partículas, se adicionan azúcares y otras sustancias, se modifica la microfauna, la materia se homogeniza, se produce moco, urea y amonio. Este proceso también se ve favorecido por la presencia de endosimbiontes de las lombrices, los cuales degradan la celulosa y otros compuestos fenólicos, además mineralizan el carbono y el nitrógeno. Una vez terminados los procesos de digestión de las lombrices, las deyecciones sufren modificaciones por parte de los microorganismos presentes en el medio, lo cual permite la maduración de la materia (Domínguez, 2009).

3.4. Determinación de coliformes totales y al *Salmonella* inicio y final del proceso de vermicomposteo.

A los 45 del proceso de vermicomposteo la presencia de microorganismos patógenos en las mezclas O₁₀₀ y O₇₅-A₂₅ (Tabla 11), indican que estos tratamientos

aún no están estables biológicamente, debido a que la materia orgánica no se ha descompuesto en su totalidad, razón por la cual estos microorganismos aun pueden aprovechar los nutrientes que contienen la materia orgánica.

Tabla 11. Valores del contenido de coliformes totales y al *Salmonella spp*, en los tratamientos adicionados con residuos orgánicos a los 45 días del vermicomposteo.

Tratamiento	Tiempo (días)	Coliformes totales	Presencia de <i>Salmonellas</i>
O ₁₀₀	45	≥ 20 cel col/10ml	Positiva
A ₁₀₀	45	≤10 cel col/10ml	Negativa
O ₅₀ -A ₅₀	45	≥ 20 cel col/10ml	Negativa
O ₇₅ -A ₂₅	45	≥ 20 cel col/10ml	Positiva

O₁₀₀= tratamiento con residuo orgánico, A₁₀₀= tratamiento con abono animal, O₅₀ A₅₀ = tratamiento 50% residuo orgánico y 50% abono animal, O₇₅ A₂₅= tratamiento 75% residuo orgánico y 25% abono animal.

Sin embargo al final del vermicomposteo (91 días) no se encontró la presencia de *Salmonella spp* y existió una disminución significativa en la concentración de coliformes totales (Tabla 12), por lo que estos resultados indican que la vermicomposta es adecuada para utilizarse como mejorador en un suelo de cultivo (Atiyeh *et al.*, 2002) y para mantener condiciones de inocuidad alimentaria (Atiyeh *et al.*, 2001). La ausencia de estos microorganismos patógenos se atribuye a la actividad antibacteriana de las lombrices, debido a que tienen un sistema hemolítico (Pierre *et al.*, 1982).

Dominguez *et al.*,(1997), han reportado que las bacterias coliformes presentes en tratamientos con biosólidos reducen de 3 NMP/ g a 1 NMP/ g, después de 60 días de vermicomposteo.

Tabla 12. Valores del contenido de coliformes totales y al *Salmonella spp*, en los tratamientos adicionados con residuos orgánicos a los 91 días del vermicomposteo.

Tratamiento	Tiempo (días)	Coliformes totales	Presencia de <i>Salmonella</i>
O ₁₀₀	91	≥ 10 cel col/10g	Negativa
A ₁₀₀	91	≤ 5 cel col/10g	Negativa
O ₅₀ -A ₅₀	91	≤ 5 cel col/10g	Negativa
O ₇₅ -A ₂₅	91	≤ 5 cel col/10g	Negativa

O₁₀₀= tratamiento con residuo orgánico, A₁₀₀= tratamiento con abono animal, O₅₀-A₅₀ = tratamiento 50% residuo orgánico y 50% abono animal, O₇₅-A₂₅= tratamiento 75% residuo orgánico y 25% abono animal.

Las vermicompostas de calidad y en estado "maduro" se reconocen por el grado de estabilidad de sus materiales, estos materiales deben tener una MO estable y parcialmente humificada con mínimos contenidos fitotóxicos y productos químicos alelopáticos, además de no contener organismos patógenos (Fernández, 2008).