



SEP

SNEST

DGEST

---

---

## **INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA**

**“OBTENCIÓN DE COMPOSTA A PARTIR DE BIOSÓLIDOS Y  
RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS CON UNA RELACIÓN  
CARBONO NITRÓGENO ENTRE 4 Y 8, Y EN TIEMPO MENOR A 3  
MESES.”**

### **TESIS**

PARA OBTENER EL GRADO DE:  
**MAESTRA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

PRESENTA  
**BEATRIZ JUÁREZ ROBLES**

DIRECTOR DE TESIS  
**DR. ISAÍAS DE LA ROSA GÓMEZ**

CODIRECTOR DE TESIS  
**DRA. MARÍA DEL CONSUELO HERNÁNDEZ BERRIEL**

**METEPEC, ESTADO DE MÉXICO, AGOSTO DE 2014**

“2014, Año de Octavio Paz”

Metepec, Méx., 09/Julio/2014

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
E INVESTIGACIÓN

DEPI-395-594/2014

**DRA. YESICA I. SAAVEDRA BENÍTEZ**  
JEFA DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
E INVESTIGACIÓN  
P R E S E N T E.

Por este medio comunicamos a usted que la Comisión Revisora designada para analizar la tesis denominada “**OBTENCIÓN DE COMPOSTA A PARTIR DE BIOSÓLIDOS DE RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS CON UNA RELACIÓN CARBONO NITRÓGENO ENTRE 4 Y 8, Y EN TIEMPO MENOR A TRES MESES**”, que como parte de los requisitos para obtener el grado académico de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental presenta la **C. BEATRIZ JUÁREZ ROBLES**, con número de control 0428M0109 para sustentar el acto de Recepción Profesional, ha dictaminado que dicho trabajo reúne las características de contenido y calidad necesario para proceder a la impresión del mismo.

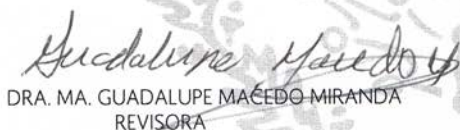
ATENTAMENTE



DR. ISAÍAS DE LA ROSA GÓMEZ  
DIRECTOR DE TESIS



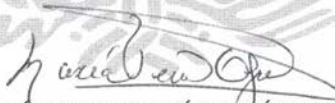
DRA. MARÍA DEL CONSUELO HERNÁNDEZ BERRIEL  
CO-DIRECTORA DE TESIS



DRA. MA. GUADALUPE MACEDO MIRANDA  
REVISORA



M. EN C. GUILLERMINA GÓMEZ BELTRÁN  
REVISORA



DRA. MARÍA TERESA OLGUÍN GUTIÉRREZ  
REVISORA

"2014, Año de Octavio Paz"

Metepec, Méx., **11/Julio/2014**

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
E INVESTIGACIÓN

DEPI-395-562/2014

ASUNTO: AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN DE TESIS

**C. BEATRIZ JUÁREZ ROBLES**  
Candidata al Grado de Maestra en Ciencias,  
en Ingeniería Ambiental  
**PRESENTE.**

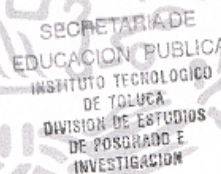
De acuerdo con el Reglamento de Titulación del Sistema Nacional de Educación Superior Tecnológica de la Subsecretaría de Educación Superior de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora realizó con respecto a su Trabajo de Tesis titulado "OBTENCIÓN DE COMPOSTA A PARTIR DE BIOSÓLIDOS DE RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS CON UNA RELACIÓN CARBONO NITRÓGENO ENTRE 4 Y 8, Y EN TIEMPO MENOR A TRES MESES" la División de Estudios de Posgrado e Investigación concede autorización para que proceda a la impresión del mismo.

Sin más por el momento, quedo de usted.

ATENTAMENTE



**DRA. YESICA IMELDA SAAVEDRA BENÍTEZ**  
JEFA DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
E INVESTIGACIÓN



SECRETARÍA DE  
EDUCACIÓN PÚBLICA  
INSTITUTO TECNOLÓGICO  
DE TOLUCA  
DIVISIÓN DE ESTUDIOS  
DE POSGRADO E  
INVESTIGACIÓN

YISB/MICM



Av. Tecnológico S/N, Fraccionamiento La Virgen, C.P. 52149  
Metepec Estado de México. Tels. Dirección (01722) 208 7205, Subd. Académica 208 7207,  
Subd. de Planeación 208 7206, Subd. Administrativa 208 7208, Conmut. 208 72 00  
e-mail: info@ittoluca.edu.mx, www.ittoluca.edu.mx



## AGRADECIMIENTOS

Agradezco por la colaboración en este trabajo:

Al **Instituto Tecnológico de Toluca y al Laboratorio de Ingeniería Ambiental** de la misma institución por las instalaciones brindadas para la realización de esta investigación.

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT** por la beca otorgada para la realización de los estudios de posgrado.

A la **Dirección General de Educación Superior Tecnológica DGEST** por los fondos destinados para la investigación con el numero de proyecto 4427.11-P

Al **Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología COMECyT** por los apoyos económicos para asistir al congreso y la impresión de tesis.

Quedo especialmente agradecida con los doctores de tesis que me dieron la posibilidad de mejorarlo:

Al **Dr. Isaías de la Rosa Gómez** por haberme permitido participar en este proyecto e incorporarme a su grupo de trabajo y que muy acertadamente ha dirigido; por todas sus aportaciones científicas, experiencias, sugerencias y observaciones así como las facilidades que me fueron otorgadas. Gracias por su apoyo.

A la Ma. **Guillermina Gómez Beltrán**, la Dra. **Ma. Guadalupe Macedo Miranda**, la Dra. **María Teresa Olguín Gutiérrez** y a la Dra. **María del Consuelo Hernández Berriel** por el aporte de sus conocimientos y comentarios que sirvieron de guía en mi labor científica.

A los estudiantes que brindaron su servicio social en la labor de este proyecto y a todas aquellas personas que contribuyeron y siempre estuvieron disponibles para brindarme toda su ayuda en esta investigación.

Un agradecimiento muy especial merece la comprensión, paciencia y el ánimo recibidos de mis padres y hermanas que entendieron mis ausencias.

A todos ellos, muchas gracias.

## DEDICATORIA

*A mis hijos*

*Jimena y Sebastián que son sin duda mi tesoro más amado y mi mayor impulso para ser siempre una mejor persona.*

*A mis padres*

*Por su amor incondicional y porque con su esfuerzo me guiaron por el sendero del bien y la superación.*

## RESUMEN

El estudio del compostaje acelerado de residuos sólidos orgánicos (RSO) y biosólidos se hace necesario debido al impacto ambiental que representa su excesiva generación, así como su manejo y disposición inadecuada. En esta investigación se evaluó el proceso de compostaje aerobio, de RSO y biosólidos de origen municipal, utilizando arcilla y lama de caballo, para favorecer la actividad microbiana del proceso y con ello reducir el tiempo de compostaje. Para ello se llevaron a cabo las actividades siguientes: a) el biosólido se deshidrató al ambiente, se trituró y se cribó. b) el RSO se trituró y deshidrató por compresión, c) el material arcilloso se cribó para homogenizar y eliminar terrones y d) a la lama se le realizó una inspección visual con el fin de retirar el material extraño. Los biosólidos y los RSO se caracterizaron para conocer el contenido de materia orgánica (MO), carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total Kjeldahl (NTK); a la arcilla se le realizó un análisis de difracción de rayos X (DRX) para conocer sus componentes fundamentales. Posteriormente se procesaron en forma separada los biosólidos y los RSO, identificados como ensayos; haciendo pruebas con proporciones diferentes de los materiales. En cada pila se investigaron dos aspectos importantes: a) el tiempo y procesamiento de biosólidos y RSO, y b) la calidad del producto, medida como relación carbono/nitrógeno (C/N). En el producto final (composta) se cuantificaron MO, COT, relación C/N, fósforo (P), relación potasio sodio (K/Na), coliformes fecales (CF), huevos de helminto (HH) y metales pesados (MP), siguiendo los métodos establecidos en la normatividad mexicana. Se encontró que bajo las condiciones de proceso de aireación cada 48 horas y humedad de  $35\pm 5\%$  las mejores proporciones fueron 62:30:8 para biosólidos, arcilla y lama y de 65:30:5 para RSO, arcilla y lama; de igual manera se obtuvo la relación C/N buscada siendo el tiempo de proceso promedio de 25 días.

## ABSTRACT

The study of the accelerated composting of organic solid waste (OSW) and biosolids is necessary due to the environmental impact that represents their excess generation, as well as their management and inadequate disposal. This research evaluated the process of aerobic composting, OSW and biosolids from municipal source, using clay and lama of house, to promote microbial activity of the process and thereby reduce the time of composting. For this purpose the following activities were carried out: a) the biosolids is dewatered to the environment, ground and sieved. b) the crushed and dehydrated OSW compression , c ) the clay is sieved to remove lumps homogenize and d) to the lama is a visual inspection was performed in order to remove foreign material. Biosolids and the OSW were characterized for the contents of organic matter OM, total organic carbon (TOC) and total nitrogen Kjeldahl (TNK); the clay was performed an analysis of X-ray diffraction (XRD) for its fundamental components. Then were processed separately biosolids and the OSW, identified as essays; testing with different materials in proportions. In each cell were two important aspects were investigated: a) the time and processing biosolids and OSW, and b) the quality of the product, as measured by C/N ratio. In the final product (compost) MO, TOC, C/N, phosphorus (P), the sodium potassium ratio (K/Na), fecal coliforms (FC), helminth eggs (HH) and heavy metals (HM) were quantified following the methods established by mexican standards. It was found that under the conditions of aeration process every 48 hours and 35 +5% humidity the best ratios were 62:30:8 for biosolids, clay and mud and 65:30:5 for OSW, clay and mud; Similarly, the C / N ratio was obtained being sought time process 25 days on average.

# CONTENIDO

	<b>Pág</b>
<b>RESUMEN</b>	ii
<b>ABSTRACT</b>	vii
<b>CONTENIDO</b>	viii
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b>	xi
<b>ÍNDICE DE TABLAS</b>	xii
<b>INTRODUCCIÓN</b>	1
<b>1. FUNDAMENTOS</b>	3
1.1 BIOSÓLIDOS	3
1.1.1 Generación de biosólidos en México	5
1.1.2 Uso y disposición final de los biosólidos	6
1.2 RSO	6
1.2.1 Situación actual de los RSO en México	7
1.2.2 Tratamiento de los RSO	8
1.3 ARCILLAS	9
1.3.1 Desgaste	10
1.3.2 Estructura	11
1.3.3 Clasificación	12
1.3.4 Propiedades fisicoquímicas	13
1.3.5 Interacción de arcillas con cationes orgánicos	15
1.3.6 Illita	16
1.3.7 Caracterización	17
1.4 LAMA	17
1.5 COMPOSTA	19
1.5.1 Fases del Compostaje	21
1.5.2 Principales factores en la elaboración de composta	23
<b>2. PARTE EXPERIMENTAL</b>	39
2.1 ACONDICIONAMIENTO DE MATERIALES	42
2.1.1 Biosólidos	42



2.1.2	RSO	42
2.1.3	Arcilla	43
2.1.3.1	DRX de arcilla	44
2.1.3.2	Análisis microbiológico	44
2.1.4	Lama	45
2.2	COMPOSTAJE	46
2.2.1	Variables de control del proceso	46
2.2.1.1	Medición de temperatura en pilas de compostaje	47
2.2.1.2	Medición de pH en pilas de compostaje	48
2.2.2	Preparación de mezclas para compostaje	49
2.2.3	Muestreo	50
2.2.4	Análisis de calidad de la composta	51
3.	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	53
3.1	ANÁLISIS DE MATERIALES	53
3.1.1	Análisis de biosólidos	53
3.1.2	Análisis de RSO	55
3.1.3	Análisis de la arcilla	55
3.1.3.1	Análisis microbiológico	56
3.1.3.2	DRX	56
3.1.4	Análisis de lama	58
3.2	COMPOSTAJE	58
3.2.4	Perfiles de temperatura, pH y humedad	60
3.2.4.1	Ensayo E1: Biosólido, arcilla y lama	60
3.2.4.2	Ensayo E2: RSO, arcilla y lama.	66
3.2.4.3	Ensayo E3: Escalado biosólido, arcilla y lama.	78
3.2.4.4	Ensayo E4: Escalado RSO, arcilla y lama.	80
3.3	ANÁLISIS DE CALIDAD DE LA COMPOSTA	81
3.3.1	Análisis microbiológicos	82
3.3.2	Análisis fisicoquímicos	85
3.3.3	Parámetros físicos: olor, coloración, apariencia y volumen	94

<b>CONCLUSIONES</b>	97
<b>RECOMENDACIONES</b>	99
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	100

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1	Estructura de las arcillas	11
Figura 1.2	Fases del compostaje	23
Figura 2.1	Diagrama de flujo del compostaje	41
Figura 2.2	Triturado y cribado de biosólido	42
Figura 2.3	Molienda de RSO y material disgregado	43
Figura 2.4	Filtro para la eliminación de humedad en RSO	43
Figura 2.5	Eliminación de impurezas y homogenización de la arcilla	44
Figura 2.6	Puntos de medición de temperatura en cada pila	47
Figura 3.1	Difractograma de arcilla	57
Figura 3.2	Dimensiones de pilas de composta	59
Figura 3.3	Perfiles de temperatura del E1	61
Figura 3.4	Perfiles de pH del E1	63
Figura 3.5	Perfiles de humedad del E1	65
Figura 3.6	Perfiles de temperatura y humedad del Testigo O del E2	66
Figura 3.7	Perfil de pH del Testigo O del E2	66
Figura 3.8	Perfiles de temperatura y humedad de la P5 del E2	67
Figura 3.9	Perfil de pH de la P5 del E2	68
Figura 3.10	Perfiles de temperatura del E2:P9, P10 y P11	70
Figura 3.11	Perfiles de pH del E2:P9, P10 y P11	71
Figura 3.12	Perfiles de humedad del E2:P9, P10 y P11	72
Figura 3.13	Perfiles de temperatura del E2:P12, P13 y P14	74
Figura 3.14	Perfiles de pH del E2: E2:P12, P13 y P14	75
Figura 3.15	Perfiles de humedad del E2: E2:P12, P13 y P14	77
Figura 3.16	Perfiles de temperatura y humedad del E3	79
Figura 3.17	Perfil de pH del E3	79
Figura 3.18	Perfiles de temperatura y humedad del E4	80
Figura 3.19	Perfil de pH del E4	81
Figura 3.20	Textura granular fina de la composta	95
Figura 3.21	Evolución del compostaje. Cambios físicos	96

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1	Normatividad mexicana en metales pesados	4
Tabla 1.2	Límites máximos permitidos de microorganismos patógenos	5
Tabla 1.3	Composición típica de nutrientes en los biosólidos	5
Tabla 1.4	Clasificación de minerales de arcilla	12
Tabla 1.5	Variaciones en la composición química de algunos minerales arcillosos	13
Tabla 1.6	Cantidad estimada de deyecciones sólidas por animal por día	18
Tabla 1.7	Componentes del estiércol en tres especies animales	18
Tabla 1.8	Influencia del tiempo en la composición del estiércol (%)	19
Tabla 1.9	Patógenos encontrados en diversos restos orgánicos	36
Tabla 2.1	Variables y actividades de control del proceso	46
Tabla 2.2	Ensayo E1. Composición de las pilas de Compostaje	49
Tabla 2.3	Ensayo E2. Composición de las pilas de Compostaje	50
Tabla 2.4	Ensayos E3 y E4. Composición de las pilas de Compostaje	50
Tabla 2.5	Variables de respuesta en el proceso	52
Tabla 3.1	Condiciones iniciales de biosólidos	54
Tabla 3.2	Concentración inicial de metales en biosólidos	54
Tabla 3.3	Análisis fisicoquímico de RSO	55
Tabla 3.4	Análisis fisicoquímico de la lama	58
Tabla 3.5	Proporciones de pruebas P9, P10 y P11 del E2	69
Tabla 3.6	Análisis de calidad de las pruebas P9, P10 Y P11	73
Tabla 3.7	Proporciones del E2. Pruebas P12, P13 y P14	74
Tabla 3.8	Análisis microbiológico de CF de la composta	83
Tabla 3.9	Análisis microbiológico de HH de la composta	84
Tabla 3.10	Caracterización de las pilas de compostaje	85
Tabla 3.11	Metales pesados en composta	90
Tabla 3.12	Apariencia final de la composta	94

## INTRODUCCIÓN

Los cambios socioeconómicos, el desarrollo industrial y las crecientes concentraciones de población en las últimas décadas, propician un aumento en el volumen de residuos sólidos orgánicos RSO y de biosólidos generados por las plantas de tratamiento de agua residual PTAR, los cuales, sin un manejo adecuado, ocasionan graves problemas de contaminación ambiental en cuerpos de agua, suelo y aire (Campos *et al.*, 2009; Tchobanoglous *et al.*, 1998).

En México la generación de residuos ha ido en aumento, en la actualidad se estima que se generan 1.4 kg/día *per cápita* (SEMARNAT, 2012; Tavares *et al.*, 2010). En cuanto a los biosólidos hasta el año 2011 se tenía una cobertura de agua tratada de las PTAR municipales del 46.5%, sin embargo, no existen datos estadísticos precisos de la cantidad de biosólidos generada a nivel nacional y su acumulación sigue en aumento, por lo que es necesario contar con métodos para tratar estos residuos para reducir con ello el impacto ambiental negativo a los ecosistemas (CONAGUA, 2013; SEMARNAT, 2010).

El compostaje es un método eficiente en la valorización, ya que permite el aprovechamiento del producto, el cual tienen un impacto positivo en la conservación de los ecosistemas terrestres por su aporte en nutrientes (Boulter *et al.*, 2000).

La presente investigación se refiere a un proceso alternativo para acelerar el compostaje por el método de pilas aireadas. El objetivo de la investigación fue obtener composta con una relación C/N entre 4 y 8, con tiempo de proceso menor a 3 meses, partiendo de biosólidos y residuos sólidos orgánicos RSO de origen municipal, en presencia de arcilla como sustrato acelerador y de lama de origen equino para favorecer la actividad microbiana del proceso. Los resultados de esta investigación podrán servir para una posterior aplicación a escala semindustrial o

industrial y de esta forma contribuir a resolver los problemas ambientales que ocasionan estos residuos.

En el resumen de la tesis se muestra la estructura de la investigación realizada. En la introducción, se resalta la problemática a abordar, el objetivo general, así como el contenido del escrito.

En los fundamentos, se proporciona información sobre los biosólidos, los RSO, la arcilla y la lama; así como las fases del proceso de compostaje y los principales factores que influyen en este proceso. De los biosólidos y RSO se hace una descripción sobre su generación, disposición y el impacto que producen en los ecosistemas. De la arcilla se da una remembranza de su origen, estructura, clasificación, propiedades fisicoquímicas, así como su importancia en la interacción con cationes orgánicos (proteínas, ADN y ARN). En cuanto a la lama se muestra principalmente los componentes de dicho material en función de la especie de ganado, y la influencia del tiempo en los cambios de su composición.

En el desarrollo experimental, se describe el número de pruebas realizadas, y la composición de cada una de las mezclas con biosólidos ó RSO, arcilla y lama; indicando los parámetros de control de proceso y los métodos analíticos que se utilizaron para conocer la calidad del producto (composta), de acuerdo con los procedimientos de la normatividad mexicana vigente.

Posteriormente se muestran los resultados y su discusión, considerando los experimentos realizados, los datos reportados en la literatura y los límites establecidos de los parámetros de las normas oficiales mexicanas consideradas en esta investigación. Finalmente, se mencionan las conclusiones más relevantes, así como las recomendaciones para continuar con la línea de investigación y se presentan las referencias utilizadas en el marco de la investigación.

# 1. FUNDAMENTOS

La naturaleza es un enorme sistema que hace composta, convirtiendo los desechos orgánicos en nutrientes que se reintegran a la tierra, para después ser aprovechados por los demás seres vivos, incluyendo al hombre. El compostaje no es más que imitar el proceso de fermentación que ocurre normalmente en el suelo, pero acelerado, intensificado y dirigido, con la consecuente producción de humus (Salazar *et al.*, 2003). Todo material orgánico biodegradable es apto para compostarse, entre estos se encuentran los biosólidos y los RSO de los cuales se tiene una alta tasa de generación, que al acumularse y no reincorporarse a la naturaleza en un corto o mediano plazo, generan problemas de contaminación y de salud pública.

## 1.1 BIOSÓLIDOS

Los lodos residuales son los remanentes del proceso de tratamiento de aguas residuales, compuestos por materia orgánica MO, microorganismos, compuestos no biodegradables y/o potencialmente tóxicos y sales inocuas y/o potencialmente tóxicas que se han removido durante el tratamiento. Pueden estar presentes en sus formas originales ó haber sufrido transformaciones durante el proceso (Ortiz *et al.*, 2011). La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos LGPGIR (2013) en su artículo 19 fracción V, los clasifica como residuos de manejo especial, refiriendo a la norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 como documento regulatorio para su tratamiento y disposición final. Esta norma denomina a lodos estabilizados como “biosólidos”, clasificándolos como residuos no peligrosos siempre y cuando por sus características propias o adquiridas después de un proceso de estabilización puedan ser susceptibles de aprovechamiento y cumplan con los límites establecidos por la misma. Los clasifica en dos tipos: excelente y bueno en función de su contenido de metales pesados; y en clase: A, B y C en función de su contenido de patógenos y parásitos debido a que estos compuestos implican un riesgo de contaminación si sus concentraciones rebasan los límites

establecidos (SEMARNAT, 2002). A nivel estatal se tiene la NTEA-006-SMA-2006 que establece los requisitos para la producción de los mejoradores de suelo elaborados a partir de residuos orgánicos, entendiendo como mejorador cualquier compuesto de origen orgánico que por sus características puede utilizarse como acondicionador y fertilizante de suelos para mejorar su calidad productiva (SMA, 2006). En la Tabla 1.1 se muestran los límites permisibles de metales en mg/kg base seca (bs) de acuerdo a la normatividad mexicana vigente.

Tabla 1.1. Normatividad mexicana en metales pesados.

PARÁMETRO	<sup>a</sup> LÍMITE MÁXIMOS PERMISIBLES NOM-004- SEMARNAT-2002		<sup>b</sup> LÍMITE MÁXIMOS PERMISIBLES NTEA-006- SMA-RS-2006
	EXCELENTE	BUENO	
UNIDADES	mg/kg bs		
Arsénico	41	75	5.0
Cadmio	39	85	1.0
Cromo	1 200	3 000	5.0
Cobre	1 500	4 300	30.0
Plomo	300	840	5.0
Mercurio	17	57	NA
Níquel	420	420	5.0

Fuente: <sup>a</sup>SEMARNAT, 2002; <sup>b</sup>SMA, 2006; NA: no especificado en norma.

Debido a que los biosólidos tienen un alto contenido de MO es evidente que tengan una alta actividad microbiana existiendo la presencia de microorganismos patógenos y no patógenos. Entre los microorganismos patógenos se encuentran la *Salmonella*, *Shigella*, *Gardia Lambia*, *Criptosporidium*, *Escherichia coli* y algunos parásitos como los huevos de helminto viables medidos en base seca por gramo (HH/g bs), entre otros. En la Tabla 1.2 se muestran los límites máximos permitidos de microorganismos patógenos establecidos en la normatividad mexicana.



Tabla 1.2. Límites máximos permitidos de microorganismos patógenos.

CLASE	INDICADOR BACTERIOLÓGICO DE CONTAMINACIÓN		PATÓGENOS		PARÁSITOS	
	Coliformes fecales		<i>Salmonella spp.</i>		Huevos de Helminto	
	<sup>a</sup> NOM-004-SEMARNAT-2002	<sup>b</sup> NTEA-006-SMA-RS-2006	NOM-004-SEMARNAT-2002	NTEA-006-SMA-RS-2006	NOM-004-SEMARNAT-2002	NTEA-006-SMA-RS-2006
	NMP/g en bs		NMP/g en bs		HH/g en bs	
A	< 1 000	< 1 000	< 3	< 3	< 1	< 10
B	< 1 000	NA	< 3	NA	< 10	NA
C	< 2 000 000	NA	< 300	NA	< 35	NA

Fuente: <sup>a</sup>SEMARNAT, 2002; <sup>b</sup>SMA, 2006.

### 1.1.1 Generación de biosólidos en México

De acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), se estima que se generan 640 000 ton de biosólidos (en bs) anualmente del tratamiento de agua recolectada de PTAR's municipales, procediendo en un 75% del proceso de lodos activados (CONAGUA, 2011). La composición en nutrientes es relativamente estable y previsible en el tiempo como se muestra en la Tabla 1.3.

Tabla 1.3. Composición típica de nutrientes en los biosólidos.

NUTRIENTES	RANGO TÍPICO (%)
Nitrógeno Total	3.0-8.0
Fósforo Total	1.5-3.0
Potasio	0.1-0.6

Fuente: Craig *et al.*, 2000.

### 1.1.2 Uso y disposición final de los biosólidos

El confinamiento ó uso sustentable de los biosólidos son las únicas formas de manejar este subproducto de las PTAR's. Los principales tipos de disposición final que son usados son los rellenos sanitarios RESA, el confinamiento y la incineración. En México, la digestión aerobia y el tratamiento con cal, son los procesos más utilizados por su facilidad de operación y en menor proporción es usado el compostaje, vermicomposteo y rara vez la digestión anaerobia (Iglesias y Pérez 1989; Mahamud *et al.*, 1996; Moeller 2000; Ramírez y Cardoso, 2000).

En el vermicomposteo se tiene la desventaja de la alta sensibilidad de la lombriz (*Eisenia fetida*) al pH alcalino y a las altas temperaturas, por lo que es necesario utilizar biosólidos previamente estabilizados por compostaje, para su alimentación (Rendón, 2003).

En el compostaje, el objetivo es obtener un material que cumpla los requisitos de reducción de patógenos, que es conveniente para su distribución y comercialización. En la estabilización de lodos y biosólidos de PTAR's domésticas, generalmente se utilizan los métodos por pilas con aireación periódica y pila estática (Kiely, 1999; Tchobanoglous *et al.*, 1998). Después del compostaje, el producto final es más estable, donde la liberación de nutrientes de los biosólidos es lenta. La composta se puede almacenar durante largos períodos de tiempo, conserva su calidad si se protege de la intemperie, y resulta en un producto con un agradable olor a tierra (Craig *et al.*, 2000).

## 1.2 RSO

De acuerdo con la LGPGIR (2013) se define a los residuos sólidos urbanos RSU como todo residuo generado en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que

consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos, siempre que no sean considerados por esta Ley como residuos de otra índole; en su Artículo 18, los RSU pueden subclasificarse en orgánicos e inorgánicos con objeto de facilitar su separación primaria y secundaria. Los RSO son aquellos provenientes de restos de productos de origen orgánico, la mayoría de ellos son biodegradables (se descomponen naturalmente). Se pueden desintegrar o degradar rápidamente, transformándose en otro tipo de materia orgánica. Se exceptúa de estas propiedades al plástico, porque a pesar de tener su origen en un compuesto orgánico, posee una estructura molecular más complicada (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

La fracción orgánica de la mayoría de los RSO son constituyentes solubles en agua, tales como azúcares, almidones, aminoácidos y diversos ácidos orgánicos, están compuestos de hemicelulosa, celulosa, grasas, aceites, ceras, lignina, lignocelulosa y proteínas. La característica biológica más importante de los residuos de las ciudades, es que casi todos los componentes orgánicos pueden ser convertidos biológicamente en gases como el bióxido de carbono CO<sub>2</sub>, monóxido de carbono CO, metano CH<sub>4</sub>, ácido sulfhídrico H<sub>2</sub>S y compuestos orgánicos volátiles (COVs) y en sólidos orgánicos relativamente inertes (Flores, 2001).

### **1.2.1 Situación actual de los RSO en México**

En la década de los 50, el porcentaje de RSO oscilaba entre 65 y 70% del volumen de RSU, mientras que para 2011 esta cifra se redujo al 52.4% del total de éstos. Sin embargo, México se encuentra dentro de los primeros lugares en la generación de RSU y en consecuencia de RSO de América Latina. En el 2011 se tiene registrada la generación de 21 525 ton y como cifra preliminar para el 2012 de 22 118 ton de RSO (INEGI, 2013). Las entidades que generaron mayores volúmenes fueron el Estado de

México (16% del total), D.F. (12%), Jalisco (7%), Veracruz (5.5%) y Nuevo León (5%), cuya contribución a la generación total nacional se aparta significativamente de la tendencia del resto de las entidades que generan menor cantidad (SEMARNAT, 2010).

Si se calcula la generación de RSU *per cápita*, se observa que ha aumentado significativamente en el tiempo: entre 1950 y 2011, el volumen de generación diario aumentó más de tres veces, pasando de 300 a 990 gramos en promedio. En 2011 se estimó que 72% del volumen generado de RSU en el país se dispuso en RESA y sitios controlados, el 23% se depositó en sitios no controlados y sólo el 5% restante se recicló (SEMARNAT, 2012).

### **1.2.2 Tratamiento de los RSO**

Estos residuos generados representan un peligro para la salud pública y el patrimonio ecológico. En el año 2007 se presentó el Programa Nacional para la Prevención y Gestión de los Residuos 2009- 2012 (PNPGR) como una respuesta a la estrategia de lograr la gestión integral de los residuos y elaborar un programa para su manejo en México. Este programa tenía como objetivo promover una gestión integral que involucrara la modernización administrativa y operativa de los sistemas de recolección, tratamiento y disposición final, apoyados en iniciativa 3R (Reducir, Reusar y Reciclar), esquemas regionales y con la participación de la sociedad, sin embargo su avance fue poco conocido (CESOP, 2012). Así mismo, el tratamiento de los residuos en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) ha sido desalentador, pues los procesos de incineración y aprovechamiento de subproductos no han tenido el resultado esperado. En el Estado de México no existe la tecnología adecuada y son altos los costos de operación (INECC, 2013).

Aunque en un estudio piloto del INE realizado en el año 2005 se identificaron 61 plantas de compostaje en operación ó que hubieran operado en algún momento en

México (la mayor parte operadas por organismos públicos municipales, seguidos por instituciones educativas) el compostaje como tratamiento aún sigue tenido poco desarrollo (INECC, 2013).

Las primeras plantas de compostaje en México se construyeron a finales de la década de 1960 y generaron grandes expectativas, desgraciadamente, cerca de una tercera parte de las plantas instaladas cerraron, por diversas razones (técnicas, económicas, administrativas, políticas y sociales). Por otra parte, muchas plantas han logrado superar obstáculos diversos y han logrado mantenerse en operación a través de los años como lo son la de Bordo Poniente, Cuautitlán Izcalli, Atizapán de Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Universidad Autónoma Metropolitana (UAM), Jiutepec, Querétaro y Jalapa, entre otros (INECC, 2013). En el Estado de México solo 11 municipios cuentan con plantas de compostaje donde se procesan 23 ton/año de RSO. Los tamaños de las plantas varían mucho, desde la Planta de Bordo Poniente con más de 6000 m<sup>2</sup>, que recibe aproximadamente 10 ton de RSO al día, teniendo una capacidad para recibir 200 ton/día y que solo trata el 0.16% de los RSO del D.F., hasta plantas que reciben de 1-2 ton en el transcurso de un mes (CESOP, 2012; INECC, 2013).

### **1.3 ARCILLAS**

Las arcillas y minerales de arcilla podrían haber desempeñado un papel central en la formación de proteínas y ácidos nucleicos en la tierra prebiótica (Lahav *et al.*, 1978; Moore y Steitz, 2002; Sciascia *et al.*, 2011). Puede ser que hayan servido como vasos primitivos de aminoácidos, purinas y pirimidinas. Concentrándose estas biomoléculas en su superficie catalizando su polimerización (Ferris, 2002; Ferris *et al.*, 1996; Franchi y Gallori, 2005; Hanczyc *et al.*, 2003; Hashizume *et al.*, 2010; Huang y Ferris, 2003; Saladino *et al.*, 2004). Sin embargo, la mayoría de los experimentos que sugieren dicha teoría se han realizado bajo condiciones

controladas, por lo que se necesita más investigación en condiciones del entorno geológico simulados en la tierra primitiva (Yu *et al.*, 2013).

### 1.3.1 Desgaste

Los silicatos constituyen un amplio grupo de minerales, poseen una estructura cristalina, siendo la unidad básica un tetraedro equilátero formado por un ión central de silicio y cuatro oxígenos, uno en cada vértice de él ( $\text{SiO}_4^{-4}$ ). Existen 6 clases de silicatos en las cuales la estructura varía al aumentar el grado de polimerización. Los filosilicatos son láminas de tetraedros con una relación (Si/O) de 4:10  $[\text{Si}_2\text{O}_5\text{...}]_n$ , pueden ser primarios y secundarios, los primeros se originan bajo las condiciones requeridas para la formación de las rocas ígneas o metamórficas, como las micas, cloritas, talcos y otros; los secundarios son formados por la meteorización de los minerales primarios en las condiciones de alteración existentes en la superficie de la tierra, siendo la principal manera de formación de arcillas en el suelo. El proceso de desgaste implica desagregación física y descomposición química que cambia los minerales originales a minerales de arcilla (Fassbender, 1975; Manahan, 2007).

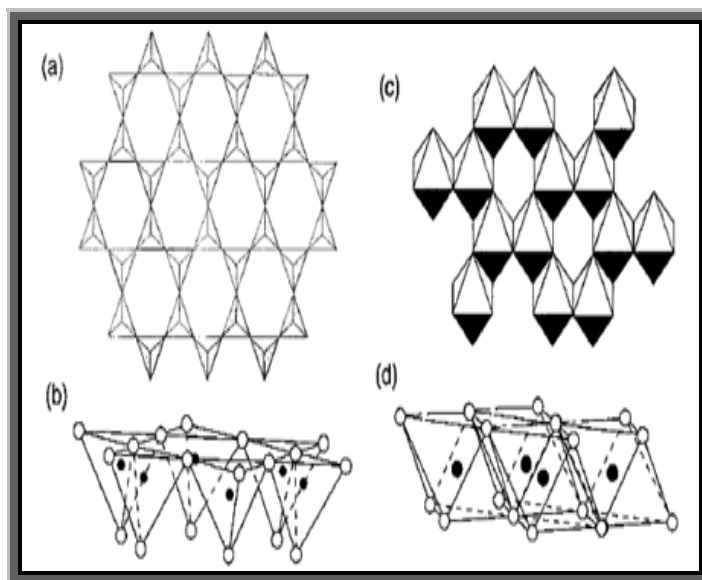
Los tectosilicatos tienen una estructura tridimensional con una relación 1:2 son de mayor grado de polimerización, en este grupo se encuentran las zeolitas y los feldespatos, por tener parte de los silicios reemplazados por aluminio, se llaman aluminosilicatos. En las rocas ígneas los feldespatos ó plagioclasas más importantes son: la ortosa u ortoclasa ( $\text{KAlSi}_3\text{O}_5$ ), la albita ( $\text{NaAlSi}_3\text{O}_5$ ) y la anortita ( $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$ ). Estos no se presentan exactamente como lo indican las formulas, sino que pueden manifestar una substitución isomórfica.

En general, el término "arcilla" se aplica a los materiales de un tamaño de partícula inferior a  $2 \mu\text{m}$ , y a los minerales que tiene composición química similar y características estructurales cristalinas comunes. Pueden estar compuestas de mezclas de minerales de grano más finos y de cristales de otros minerales tales

como cuarzo, carbonato, y óxidos metálicos (Pozo y Carretero, 2008). Todos los filosilicatos pueden considerarse verdaderas arcillas si se encuentran dentro del rango de tamaño, incluso minerales no pertenecientes al grupo de los filosilicatos (cuarzo, feldespatos, etc.) (Auerbach *et al.*, 2004; Manahan, 2007).

### 1.3.2 Estructura

Presentan una estructura basada en el apilamiento de planos de iones oxígeno e hidroxilos. Cada mineral contiene dos tipos de hojas: tetraédricas (T) (grupos  $(\text{SiO})_4^{4-}$ ) y octaédricas (O) (grupos  $(\text{Al}^{3+}, \text{Mg} \text{ ó } \text{Fe}^{3+})$ ); La Figura 1.1 muestra su estructura y la Figura 1.1 muestra sus representaciones esquemáticas.



Fuente: Auerbach *et al.*, 2004.

Figura 1.1. Estructura de las arcillas. (a) arcilla  $[\text{Si}_4\text{O}_{10}]^{4-}$  de hoja tetraédrica (t) vista superior, (b) vista lateral, (c) una arcilla de hoja octaédrica (o) vista desde arriba y (d) una vista lateral.

### 1.3.3 Clasificación

Son clasificadas atendiendo a que sean bilaminares ó trilaminares y dioctaédricas ó trioctaédricas (Tabla 1.4). Como puede verse pertenecen a los filosilicatos grupos de minerales tan importantes como las micas y las arcillas (Auerbach *et al.*, 2004). Los tres grupos principales de arcillas son el grupo de la montmorillonita  $Al_2(OH)_2Si_4O_{10}$ , el grupo de la illita  $K_{0-2}Al_4(Si_{8-6}AlO_2)O_{20}(OH)_4$  y el grupo de la caolinita  $Al_2Si_2O_5(OH)_4$  (Manahan, 2007).

Tabla 1.4. Clasificación de minerales de arcilla.

FILOSILICATOS MINERALES DE ARCILLA (T = tetraédrica, O = octaédrico)						
	Dioctaédricos		Trioctaédricos		Carga	
BILAMINARES T:O 1:1	CAOLIN	Caolinita	SERPENTINA	Antigorita	X = 0	
		Nacrita		Crisotilo		
		Halloisita		Bertierina		
TRILAMINARES T:O:T 2:1	Talco-Pirofilita	Talco		Pirofilita	X = 0,2-0,6	
	ESMECTITAS	Montmorillonita		Saponita		
		Beidellita	ESMECTITAS	Hectorita		
		Nontronita				
	Vermiculitas		Vermiculitas			X = 0,6-0,9
	Illitas					X = 0,9
	MICAS	Moscovita				Biotita
Paragonita		MICAS		Flogopita		
T:O:T:O 02:01:01	CLORITAS					
FIBROSOS	Paligorskita		Sepiolita			

Fuente: Auerbach *et al.*, 2004.



### 1.3.4 Propiedades fisicoquímicas

Sus propiedades fisicoquímicas derivan principalmente, de su pequeño tamaño de partícula (inferior a 2  $\mu\text{m}$ ), su morfología laminar (filosilicatos), las sustituciones isomórficas, que dan lugar a la aparición de carga en las láminas y a la presencia de cationes débilmente ligados en el espacio interlaminar (Auerbach *et al.*, 2004). Su composición química varía dentro de grandes límites, incluso de un mismo mineral como se muestra en la Tabla 1.5 (Fassbender, 1975).

Tabla 1.5. Variaciones en la composición química de algunos minerales arcillosos.

MINERAL ARCILLOSO	%							
	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	TiO <sub>3</sub>	CaO	MgO	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O
Caolinita	45-48	38-40	-	-	-	-	-	-
Montmorillonita	42-55	0-28	0-30	0-0.5	0-3	0-2.5	0-0.5	0-3
Illita	50-56	18-31	2-5	0-0.8	0-2	1-4	4-7	0-1

Fuente: Fassbender, 1975.

**Capacidad de Intercambio catiónico (CIC).** Se define como la suma de todos los cationes de cambio que un mineral puede adsorber a un determinado pH. Es equivalente a la medida del total de cargas negativas del mineral. Mientras que en teoría son eléctricamente neutras, en realidad estos rangos 1:01 tienden a llevar una ligera carga negativa que pueden ser generadas de tres formas diferentes, por sustituciones isomórficas dentro de la estructura, por enlaces insaturados en los bordes y superficies externas, y por disociación de los grupos hidroxilo accesibles. Son capaces de cambiar, fácilmente, los iones fijados en la superficie exterior de sus cristales, en los espacios interlaminares, o en otros espacios interiores de las estructuras, por otros existentes en las soluciones acuosas envolventes.

Algunos ejemplos de CIC (en meq/100 g) son: Caolinita: 3-5, Illita: 10-50, Montmorillonita: 80-200 y Sepiolita-paligorskita: 20-35. En el suelo la CIC se

determina por la cantidad de arcilla y/o humus que está presente, estas dos sustancias coloidales son esencialmente el almacén o catión reservorio (Auerbach *et al.*, 2004).

Las desventajas de una baja CIC incluyen la limitada disponibilidad de nutrientes minerales y la incapacidad del suelo para retener nutrientes. Muchas arcillas contienen grandes cantidades de sodio, potasio, magnesio, calcio y hierro, así como cantidades traza de otros metales, por lo que fijan cationes como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{NH}_4^+$ , protegiéndolos de la lixiviación, manteniéndolos disponibles como nutrientes (Auerbach *et al.*, 2004; Manahan, 2007).

**Capacidad de absorción y adsorción.** Está directamente relacionada con las características texturales (superficie específica y porosidad) y se dan dos tipos de procesos que difícilmente se dan de forma aislada: absorción y adsorción. La absorción de agua de arcillas absorbentes, es mayor del 100% con respecto a su peso. La capacidad de adsorción depende, para una misma arcilla, de la sustancia de que se trate. Tienen dos principales sitios de adsorción: por canales interlaminares y superficies externas.

Los sitios dominantes dependen de la estructura y las propiedades del mineral y del adsorbato. Diferentes arcilla tienen diferentes sitios de adsorción. En la illita y caolinita son sólo en la superficie externa y no en los canales interlaminares debido a sus capas no expandibles. Las esmectitas como la montmorillonita tienen silicatos estratificados expandidos y por lo tanto tienen extensas superficies internas y externas. La illita es un intermedio entre caolinita y montmorillonita en términos de área de superficie específica y de la CIC (Auerbach *et al.*, 2004; Szabó *et al.*, 2008).

La estructura, el tamaño molecular y las propiedades de las moléculas del adsorbato, también deciden los diferentes sitios de adsorción. Por ejemplo algunas moléculas pequeñas de proteínas cargadas positivamente se pueden adsorber en las capas

intermedias a través de intercambio catiónico (Barral *et al.*, 2008; Johnston *et al.*, 2012; Pietramellara *et al.*, 2001; Sun *et al.*, 2007), algunas con grupos hidrófobos pueden ser absorbidos por el mineral a través de interacciones hidrofóbicas entre sus laminas. Por lo tanto, el peso y el tamaño del adsorbato debe ser considerado en la adsorción. También puede haber adsorción de moléculas como el ADN y ARN, los mecanismos de adsorción son las fuerzas electrostáticas, los enlaces de hidrógeno, los cambios de ligando y los puentes de cationes, entre otros. La protonación de los grupos amino de las bases adenina, guanina y citosina en la molécula de ADN cargado, hace posible su adsorción en la superficie de la arcilla (Franchi *et al.*, 1999; Pietramellara *et al.*, 2007). Los cationes multivalentes tales como  $\text{Ca}_2^+$  y  $\text{Mg}_2^+$  que existen en el medio pueden ser responsables del proceso de puentes de cationes (Beall *et al.*, 2009; Saeki y Kunito, 2010). La adsorción varía con las características de estructura, la superficie y la carga de los minerales de arcilla, las proteínas y los ácidos nucleicos así como de las condiciones para la adsorción (temperatura, pH). Sin embargo, todavía es necesario conseguir la comprensión profunda de cómo varios factores afectan la adsorción (Bajpai y Sachdeva, 2002; Sun *et al.*, 2007; Yu *et al.*, 2013).

### **1.3.5 Interacción de arcillas con cationes orgánicos**

Las arcillas pueden proteger la material orgánica de diferentes formas: adsorbiendo sustratos que serían de otra forma fácilmente degradables (como se menciona anteriormente), haciéndola menos accesibles a la población del suelo, estabilizando los nuevos metabolitos formados y aumentando la longevidad de los microorganismos. Elementos inorgánicos intercambiadores de cationes de minerales de arcilla pueden ser sustituidos por cationes orgánicos a través reacciones de intercambio de iones en solución acuosa de sales de base orgánica (Auerbach *et al.*, 2004). Como los minerales arcillosos tienen carga superficial negativa, las moléculas de proteínas cargadas pueden ser adsorbidas por los minerales de arcilla a través de interacciones electrostáticas. Esto depende de los estados de carga negativa y

positiva de las moléculas en el medio ambiente (Benetoli *et al.*, 2007; Wang y Lee, 1993). Naturalmente abundantes minerales de arcilla tales como montmorillonita, caolinita e illita son una clase de silicatos de aluminio en capas que poseen una buena biocompatibilidad, fuerte adsorción, la capacidad y la expansibilidad de intercambio iónico (Bajpai y Sachdeva , 2002; De Oliveira *et al.*, 2005; Ertem, 2004; Quiquampoix *et al.*, 1993; Servagent - Noinville *et al.*, 2000; Tran y James, 2012; Van Oss y Giese,1995; Wei *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2010; Zhou, 2011; Zhou *et al.*, 2012; Zhou y Keeling, 2013)

En general las arcilla pueden adsorber proteínas, el ADN y el ARN a través de intercambio catiónico, interacciones electrostáticas, de interacción hidrófoba/hidrófila, intercambio de ligandos, enlace de hidrógeno y fuerzas de Van der Waals. La adsorción varía con las características de estructura, la superficie y la carga de los minerales de arcilla, las proteínas y los ácidos nucleicos así como de las condiciones para la adsorción (temperatura, pH). Sin embargo, todavía es necesario conseguir la comprensión profunda de cómo varios factores afectan la adsorción (Barral *et al.*, 2008; Johnston *et al.*, 2012; Rytwo *et al.*, 2010; Sinegani *et al.*, 2005; Sun *et al.*, 2007; Yu *et al.*, 2013; Zhou *et al.*, 2013).

### **1.3.6 Illita**

Existen diferentes tipos de arcillas, las cuales varían de acuerdo a su estructura y por lo tanto en sus propiedades, para efectos de ésta investigación solo se menciona a las illitas. Éstas se deriva de las micas como la muscovita que aparece en pequeñas partículas; contiene, sin embargo, menos potasio y más agua de hidratación, por lo que se le de denomina mica hidratada. Su composición química varía de acuerdo con la del mineral primario del cual proviene. Presenta cierta facilidad para la fijación de potasio y amonio, los iones potasio se instalan en los huecos de las capas tetraédricas, y los enlaces mantienen las hojas adyacentes tan estrechamente unidas, que no puede penetrar el agua, en consecuencia su red no es expandible y

los iones potasio que alberga, no se encuentran disponibles para las plantas hasta que, gradualmente, son liberados por meteorización. El grado de sustitución isomórficas en los tetraedros es mayor, así el átomo central  $\text{Si}^{4+}$  es reemplazado por  $\text{Al}^{3+}$ , resultando una arcilla electronegativa y con una capacidad de intercambio de cationes intermedia (10-50 meq/100 g arcilla). Está ligada por potasio, con sílice y aluminio; normalmente amarilla o roja, si tiene hierro o blanca si es pura (Doval *et al.*, 1996).

### **1.3.7 Caracterización**

La técnica más importante para la caracterización mineralógica de las arcillas es la difracción de rayos X (DRX). El difractograma es un gráfico que en las abscisas indica el ángulo de difracción y en las ordenadas la intensidad correspondiente, los máximos o picos de intensidad corresponden a reflexiones de Bragg. La identificación consiste en hallar en la base de datos: International Center for Diffraction Data (ICDD), proporcionada por el proveedor del equipo, el mineral cuyo difractograma corresponde con la muestra analizada (Melgarejo *et al.*, 2010).

## **1.4 LAMA**

Actualmente, la proliferación de explotación ganadera intensiva y su industrialización han hecho aumentar los residuos de defecación animal, causando problemas de olor y contaminación por patógenos, el problema no es la producción de estiércol en sí, sino el desequilibrio existente entre el volumen de excreciones y la superficie agrícola disponible en las zonas ganaderas (Almanza *et al.*, 2007). En la Tabla 1.6 se muestran las generaciones estimadas por especie animal/ día (Salazar *et al.*, 2003).

Tabla 1.6. Cantidad estimada de deyecciones sólidas por animal por día.

Clase de animales	Deyecciones por día	
	Sólidas (en kg)	Líquidas (en kg)
Vacuno	20-30	10-15
Equino	15-20	4-6
Cerdos	1.5-2.2	2.5-4.5

Fuente: Salazar *et al.*, 2003.

Su gran variabilidad de nutrientes depende de muchos factores como: la especie animal, alimentación y estado fisiológico, principalmente (Soliva y Felipó, 2003). El estiércol es una mezcla de las deyecciones sólidas y la orina, una parte de paja o algún otro material como aserrín, que se utiliza como lecho para el ganado. Esta mezcla está, constituida por materiales ricos en nitrógeno (orina y excremento) y por productos ricos en carbono (paja, aserrín) son un alto contenido en celulosa y lignina (Almanza *et al.*, 2007). El contenido de materia seca, nitrógeno y elementos inorgánicos (en porciento) en los excrementos de distintas especies animales se describen en la Tabla 1.7 (Salazar *et al.*, 2003).

Tabla 1.7. Componentes del estiércol en tres especies animales

CLASE DE GANADO	M. S.	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO	Mg	SO <sub>4</sub>
Vacuno	16	0.29	0.17	0.1	0.35	0.1	0.04
Equino	24	0.44	0.35	0.35	0.15	0.1	0.06
Porcino	18	0.6	0.41	0.26	0.09	0.1	0.04

Fuente: Salazar *et al.*, 2003; M.S. Materia seca.

En el estiércol fresco tanto el contenido de MO y su estabilidad, son parámetros importantes a considerar (Soliva *et al.*, 2004). Al incrementar la actividad de los microorganismos, estos incorporan a su biomasa el N mineral disponible para cubrir sus necesidades provocando una fuerte inmovilización del éste, traducido en una falta de N para los cultivos en los que es aplicado (Almansa *et al.*, 2007; Soliva y Molina, 1999). Con el tiempo los componentes tendrán una variación en su

proporción debido a los procesos de fermentación aerobia y anaerobia natural, como se muestra en la Tabla 1.8

Tabla 1.8. Influencia del tiempo en la composición del estiércol (%).

Materia constituyente del estiércol	Estiércol Fresco	Almacenamiento en meses		
		2	4	5 a 8
Agua	72	75.5	74	68
Materia orgánica	24.5	19.5	18	17.5
Nitrógeno total	0.52	0.6	0.6	0.73
Nitrógeno amoniacal	0.15	0.12	0.1	0.05
Fósforo (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	0.31	0.38	0.43	0.48
Potasio (K <sub>2</sub> O)	0.6	0.64	0.72	0.84

Fuente: Salazar *et al.*, 2003.

Al igual que la composta el estiércol fermentado denominado comúnmente como “Lama” contribuye al mejoramiento del suelo entre las cuales se encuentran: mejora la retención de humedad, la aireación del suelo, mejora las propiedades microbiológicas, se controla la acidez (si el suelo es ácido) al aumentar el grado de saturación del suelo con bases (Ca, Mg, K), aumenta la capacidad buffer y mejora el suelo al elevar el contenido en humus. De ahí deriva su importancia para ser utilizado en el compostaje de RSO (Soliva y Molina, 1999).

## 1.5 COMPOSTA

La palabra composta proviene del latín *componere*, que significa juntar; por lo tanto composta es un conjunto de restos orgánicos que sufren un proceso de fermentación obteniendo un producto de color marrón oscuro, con olor a humus. El compostaje está definido por la Asociación Mexicana de Agricultores Ecológicos (AMAE, 1992), como un proceso para obtener productos agropecuarios sanos, mediante técnicas que favorezcan las fuentes naturales de fertilidad del suelo, sin el uso de

agroquímicos contaminantes, mediante un programa preestablecido de manejo ecológico (Labrador, 2001).

Komilis D. (2006) lo define como una potencial técnica de degradación bioquímica aeróbica de RSO hasta dar lugar a un producto final estable; que recientemente, se ha ganado una gran cantidad de interés especialmente en Europa. Por ejemplo, la Legislación Europea (Directiva 99/31/CE) establece que componentes biodegradables deben desviarse gradualmente de los rellenos sanitarios, lo que exige el uso de alternativas de técnicas de tratamiento de RSO, tales como el compostaje.

El abono orgánico resultante del proceso, contiene MO, así como nutrientes tales como: N, P, K, magnesio (Mg), calcio (Ca), hierro (Fe) y otros oligoelementos, necesarios para la vida de las plantas. Es un producto con vida, con una gran variedad y densidad de microorganismos que sintetizan vitaminas, proteínas, entre otro, y que repercuten favorablemente en el equilibrio biótico del suelo mediante la oxidación de los residuos por consorcios microbianos productores de enzimas; estas poblaciones se utilizan para generar mayor velocidad de descomposición biológica de los RSO y ofrecer soluciones en la minimización del impacto ambiental con la producción de abonos orgánicos (Labrador 2001; Rodríguez *et al.*, 2007; Torres *et al.*, 2007).

La acción química de la composta, se manifiesta por su CIC superior a la de cualquier arcilla; suministra directamente a las plantas los tres elementos básicos N, P, K. Además, por efecto de su oxidación lenta, produce CO<sub>2</sub>, que contribuye a solubilizar algunos elementos minerales del suelo, facilitando su asimilación por los vegetales (Annabi *et al.*, 2011; EPA, 1993). Algunas de las mejoras en las propiedades del suelo, que resultan de la utilización de composta son: la porosidad, retención de agua, resistencia a la erosión, almacenamiento y, liberación de nutrientes, opera como buffer impidiendo los cambios bruscos de pH, puede



incrementar y estabilizar los agregados presentes en la rizosfera. Recientemente se han atribuido algunas propiedades supresoras de infecciones causadas por algunos hongos como *Fusarium sp.*, *Rhizoctonia sp.*, y *Pythiums*. (Annabi *et al.*, 2011; Benítez *et al.*, 2003; Bronick y Lal, 2005; De León *et al.*, 2000; EPA, 1993; Hargreaves *et al.*, 2008; Thangarajan *et al.*, 2013).

El proceso se lleva a cabo por reacciones fermentativas principalmente aerobias, para ello, los restos orgánicos se colocan en pilas, manteniendo la masa en las condiciones de aireación y humedad adecuadas. En general todos los procesos se basan en el mismos principios imitando la fermentación natural del suelo pero acelerada, intensificada y dirigida el cual se caracteriza por ser estabilizado, inocuo, libre de sustancias fitotóxicas y con alto valor fertilizante. De este modo el compostaje depende de la actividad enzimática de los microorganismos en los residuos y de la fauna edáfica que pudiera interactuar con los mismos (Metcalf y Eddy, 1997; Torres *et al.*, 2005; Uicab y Sandoval, 2003).

### **1.5.1 Fases del Compostaje**

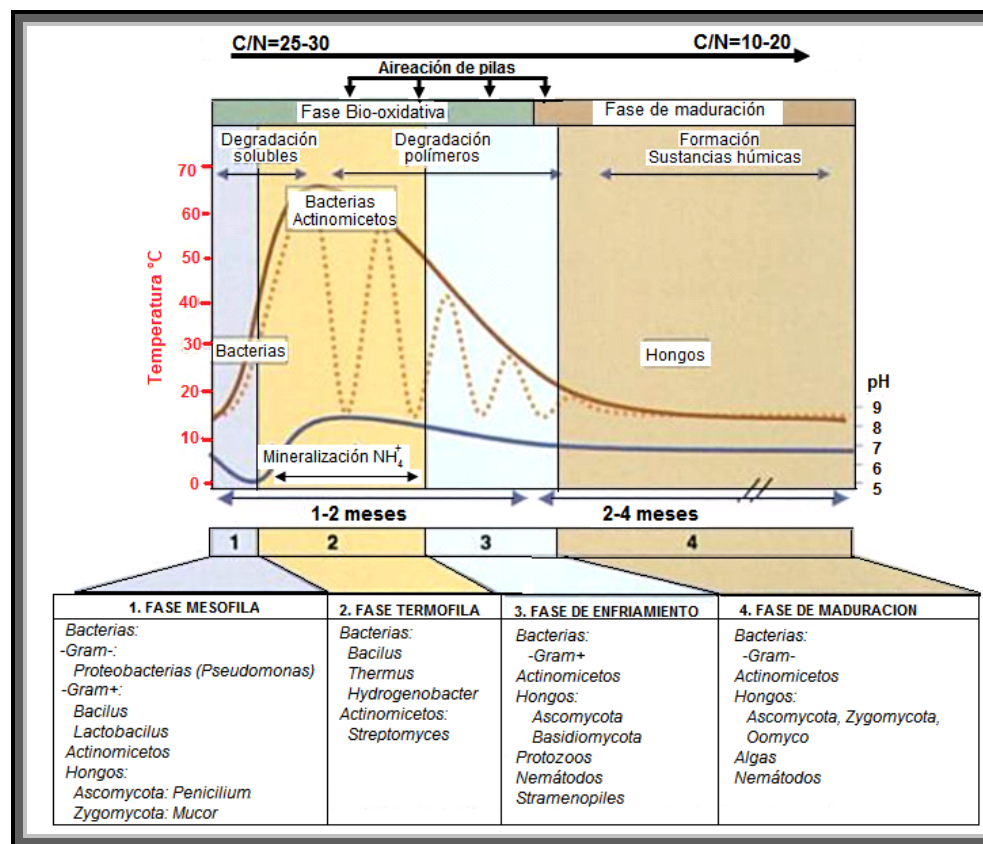
El periodo de transformación de los RSO es cercano a 170 días, e implica la acumulación de gran cantidad de material en las plantas de compostaje (Cariello, *et al.*, 2007). De acuerdo con las variaciones térmicas y las reacciones metabólicas predominantes, se reconocen tradicionalmente 4 fases (Moreno y Moral, 2007; Salazar *et al.*, 2003; Uicab y Sandoval, 2003):

a) *Fase mesófila (de latencia y crecimiento)*. Es el tiempo de adaptación al medio que requieren los microorganismos para comenzar a reproducirse. Esta fase suele durar de 24 horas a 48 días y al final de ella la temperatura alcanza cerca de los 50°C se tiene presencia de fermentaciones facultativas de la microflora mesófila, en concordancia siempre con respiraciones aeróbicas.

*b) Fase termófila.* Los microorganismos iniciales son sustituidos por otros que viven a temperaturas altas (termófilos). En esta fase, debido a la alta actividad bacteriana, y los procesos metabólicos de los microorganismos se alcanzan las temperaturas más elevadas (50° a 70°C), lo cual elimina gérmenes patógenos, hongos, larvas y semillas. La degradación de los sólidos orgánicos por medio de la respiración aeróbica reduce el volumen y la masa con una volatilización de CO<sub>2</sub>, eliminando los lugares de reproducción de insectos, plagas, y patógenos, con el consiguiente beneficio en la higiene pública. La mayor parte de la MO fermentable se transforma, por lo que la masa se estabiliza (Rodríguez *et al.*, 2007; Soto y Muñoz, 2002).

*c) Fase de enfriamiento* o segunda fase mesofílica (50-20°C). Con el agotamiento de los nutrientes, y la desaparición de los organismos termófilos, desciende la temperatura. Se desarrollan nuevamente los microorganismos mesófilo. En esta el nitrógeno que no es asimilado se pierde en forma de amoníaco, lo que se da en materiales con baja relación C/N.

*d) Fase de maduración.* Es un período de fermentación lenta. Los microorganismos mesófilo como los hongos que continúan el proceso de descomposición degradando los materiales más resistentes, tales como la celulosa y lignina, los basidiomicetos van degradando la lignina, los actinomicetos descomponen la celulosa. En esta fase, a partir de componentes orgánicos, se sintetizan coloides húmicos, vitaminas, antibióticos y otros compuestos que favorecerán el desarrollo vegetal (Moreno y Moral, 2007; Salazar *et al.*, 2003). Este proceso se describe brevemente en la Figura 1.2.



Fuente: Moreno y Moral, 2007

Figura 1.2. Fases del compostaje

### 1.5.2 Principales factores en la elaboración de composta

La tasa de descomposición de los residuos sólidos es variable, ya que son influenciadas por los factores que comúnmente afectan el crecimiento microbiano: humedad, pH, temperatura, los niveles de nutrientes, así como de la composición y calidad de los residuos, el tamaño de partícula, disposición de la pila, aireación, humedad y población biológica activa (Boulter *et al*, 2000; Komilis, 2006). Todo material orgánico eventualmente se descompone y la velocidad a la cual se lleve a cabo dicha descomposición depende de los factores siguientes:

**a) Relación Carbono/Nitrógeno.** Se conoce como MO del suelo a un conjunto de RSO de origen animal y/o vegetal, que están en diferentes etapas de descomposición, y que se acumulan tanto en la superficie como en el perfil del suelo. Además incluye una fracción viva, o biota, que participa en la descomposición y transformación de los RSO (Martínez *et al.* 2008; Swift, 2001).

El C y el N son dos elementos esenciales para la nutrición de cualquier organismo y es necesario contar con adecuadas proporciones para una buena fermentación. Los microorganismos de una composta utilizan el C como recurso energético y el N para la síntesis de proteína. El parámetro que mide esta proporción se llama relación C/N (Martínez *et al.* 2008; Salazar *et al.*, 2003). El C orgánico se encuentra en forma de RSO poco alterados de vegetales, animales y microorganismos. En condiciones naturales, el C orgánico resulta del balance entre la incorporación al suelo de MO fresca y la salida en forma de CO<sub>2</sub> a la atmósfera y lixiviación de los compuestos solubles y material suspendido, arrastrando C y N (Bradley *et al.*, 1998; Cariello *et al.* 2007; Chen *et al.* 2000; Coates *et al.*, 1998; FAO, 2001; Galantini, 2002; Kaschl *et al.*, 2002; Martínez *et al.* 2008; Simpson *et al.*, 2003; Stevenson 1994; Tzafrir *et al.*, 2007).

El N es el elemento más indicativo para valorar la calidad de un abono orgánico ya que presenta altas posibilidades de ocasionar daño ambiental por pérdidas de NH<sub>3</sub><sup>-</sup> por volatilización, y de nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) por lixiviación. No es un elemento que exista en la fracción mineral del suelo y su disponibilidad depende de la presencia de MO mineralizable y de los procesos de fijación biológica del nitrógeno atmosférico (Figueroa *et al.*, 2012; Mazzarino, 2002). Más del 95% del N que se encuentra en el suelo está en forma orgánica y éste es poco disponible para las plantas, pero al descomponerse por acción de los microorganismos, forma N mineral asimilable y en este proceso conocido como mineralización, distinguiéndose dos etapas: la amonificación y la nitrificación. Tanto la nitrificación como la mineralización del N orgánico en el suelo, se ven afectadas por la humedad, la temperatura y factores

químicos entre los que se encuentra el pH, las sales y la presencia de compuestos inorgánicos y organismos tóxicos, así como también por la relación C/N. (Navarro y Navarro 2000; Sikora y Szmidt 2004).

Si el material de partida es muy rico en C y pobre en N, la relación será alta, el proceso de fermentación será lento, las temperaturas no subirán suficientemente, la biodegradación del material requerirá un mayor número de generaciones de microorganismos y se perderá el exceso de C en forma de CO<sub>2</sub>. Si por el contrario, el material es rico en N, la relación baja, y se producirán pérdidas de este elemento en forma de NH<sub>3</sub> provocando pérdidas de N y malos olores (Cariello *et al.*, 2007; Salazar *et al.*, 2003; Uicab y Sandoval, 2003; Zhu, 2006).

Los valores de la relación C/N del material a fermentar son importantes para el control y obtener una degradación adecuada, ha de encontrarse entre 25 y 30 para que pueda darse una buena fermentación. Si son más altos, se ha de añadir materiales ricos en N como estiércoles y biosólidos; y si son más bajos, habrá que compensar la mezcla, añadiendo componentes ricos en C, como paja (EPA, 1993; Salazar *et al.*, 2003; Zhu, 2006). Algunos materiales ricos en N son: los biosólidos de PTAR, excrementos de animales, material vegetal fresco de todo tipo. Entre los materiales ricos en C se encuentran: Paja y hojas secas, aserrín y virutas de madera, material vegetal seco en general.

En la práctica, se suele considerar que la composta es suficientemente estable o madura cuando la relación C/N es menor a 25 (Moreno y Moral 2007; Soto y Muñoz, 2002). Cuando se llega a una relación C/N de 10, la composta tiene una similitud en su composición con el humus del suelo (Zhu, 2006). Una buena relación entre los principales nutrientes provoca una adecuada capacidad para la proliferación microbiana, al tener todos los nutrientes principales en cantidades óptimas y en la forma más disponible para la síntesis microbiana (Moreno y Moral 2007).

**b) Nutrientes.** La característica química más importante de los sustratos es su composición elemental. La utilidad de los residuos con posibilidad de formar una composta está en función de la disponibilidad de los elementos nutritivos que posean. Los microorganismos solo pueden aprovechar compuestos simples, por lo que las moléculas más complejas se rompen en otras más sencillas (por ejemplo, las proteínas en aminoácidos y estos en  $\text{NH}_3$ ) para poder ser asimiladas (Castaldi *et al.*, 2005).

Entre los elementos que componen el sustrato destacan el C, N, y P, que son macronutrientes fundamentales para el desarrollo microbiano. El C es necesario en la síntesis celular para la formación del protoplasma, así como la de los lípidos, grasas y carbohidratos, que durante el proceso el metabolismo se oxidan para producir energía y  $\text{CO}_2$ ; es el elemento que debe estar en mayor cantidad puesto que constituye el 50% de las células de los microorganismos y el 25% del  $\text{CO}_2$  que se desprende en la respiración. El N es un elemento esencial para la reproducción celular debido a la naturaleza proteica del protoplasma; está demostrado que la calidad de la composta como fertilizante está relacionado directamente con su contenido de N.

El P es el tercer elemento básico constituyente de las biomoléculas siendo esencial para el metabolismo de los seres vivos, componente de los ácidos nucleicos, fosfolípidos, conforma las moléculas de ATP y el ADP y es un compuesto intermedio para la respiración y la fotosíntesis y, por lo tanto necesario como nutriente de los organismos en cualquiera que sea la forma de ingesta (Taiz y Zeiger, 1998). A pesar de su amplia distribución en la naturaleza, el P es un recurso limitado y deficiente en la mayoría de los suelos (Adnan *et al.*, 2003). Debe encontrarse disponible para las plantas y microorganismos; una fracción pequeña se encuentra en forma soluble, la cual está en equilibrio con la fracción lábil que comprende el P orgánico fácilmente mineralizable y los fosfatos débilmente adsorbidos a las arcillas coloidales. La mayor parte está en formas insolubles o fijadas, principalmente como minerales primarios

fosfatados, humus, fosfatos insolubles de Ca, Fe y Al, y fosfatos fijados por los óxidos y minerales silicatados. El P orgánico está compuesto, a su vez, por varias fracciones, desde las más lábiles hasta las más resistentes a la mineralización. No obstante, el componente orgánico central del ciclo del P es la biomasa microbiana la cual es una fracción lábil controlada por factores ambientales y por aquellos relacionados con el manejo de los suelos (Ferreira *et al.*, 2013; Kass, 2007; Picone y Zamuner, 2002). También cumple un rol metabólico, como acumulador de energía y combustible para todas las actividades bioquímicas de las células vivientes al formar parte del adenosín trifosfato (ATP) siendo necesario para el metabolismo microbiano (Moreno y Moral, 2007; Sanzano, 2012).

Los compuestos fosfatados más importantes de la MO son nucleoproteínas, fosfolípidos y fosfoazúcares, los cuales se mineralizan por vías microbianas. Los factores que afectan la disponibilidad de P para las plantas son: la humedad ya que aumenta la movilidad del mismo, la textura la cual influye en la asimilabilidad ya que los suelos con textura gruesa tienen menor contenido de agua, y por lo tanto menor difusión del P (Sanzano, 2012).

El potasio (K) es un elemento nutritivo esencial para los organismos vivos, cumpliendo un rol importante en la activación de enzimas (conociéndose más de 60 activadas por este catión), que actúan en diversos procesos metabólicos tales como fotosíntesis, síntesis de proteínas y carbohidratos, actúa favoreciendo el crecimiento vegetativo, la fructificación y la maduración, los vegetales lo obtienen del suelo en donde se forma por la meteorización, de la mineralización de los residuos orgánicos y el que proviene de los abonos y fertilizantes. El K intercambiable es la forma iónica del potasio ( $K^+$ ) unido electrostáticamente a los materiales que componen la fase sólida coloidal mineral y orgánica (Mengel y Kirby, 1987).

Los minerales illíticos son las arcillas con mayor contenido de K, lo contienen en su superficie, en sus bordes, y entre las capas de los cristales, conteniendo gran

proporción en forma intercambiable. Numerosos investigadores han determinado que la absorción de K por las plantas está relacionada directamente al contenido y calidad de las arcillas (Zubillaga y Conti, 1996). Los vegetales necesitan cantidades elevadas de este macronutriente siendo semejante al requerimiento de nitrógeno.

**c) Aireación.** La aireación es necesaria para garantizar el proceso aerobio, tanto para suministrar oxígeno como para que pueda desprenderse CO<sub>2</sub> producido. La aireación deficiente retrasa la fermentación aerobia, con una baja aireación la concentración de oxígeno alrededor de las partículas baja a valores inferiores al 20% (concentración normal en el aire) originando procesos de fermentación anaerobia por la vía de la putrefacción, con sensibles pérdidas de N y C, malos olores y baja temperatura, efectos que sirven de indicadores de la necesidad de aireación (Moreno y Moral 2007; Uicab y Sandoval, 2003).

**d) Humedad.** El rango de humedad adecuada para la biodegradación aerobia es muy cambiante según el autor, sin embargo, la mayoría sitúa a este rango en el orden del 15 al 35 %, incluso del 40 al 60 %, sí se puede mantener una buena aireación. Humedades superiores producirían anaerobiosis; pero una humedad menor al 10%, reducirá la actividad biológica y el proceso se haría extremadamente lento ya que es necesaria para la vida de los microorganismos.

Cuando la humedad inicial de los residuos crudos es superior a un 50%, necesariamente se debe de buscar la forma de reducirla ya que disminuirá la actividad microbiana, paralizando la fermentación aerobia, disminuyendo la temperatura y dificultando la circulación de oxígeno; lo cual se logra extendiendo el material en capas delgadas (pérdida de humedad por evaporación natural), o bien mezclándolo con materiales secos, procurando mantener la relación C/N de inicio (Moreno y Moral, 2007; Uicab y Sandoval, 2003).



**e) Temperatura.** Dada su facilidad de medición y su relación con el proceso de fermentación, es el parámetro que más se usa para vigilar el proceso. Durante los primeros días debe elevarse rápidamente hasta los 55° o 65°C, posteriormente se estabiliza y bajar lentamente hasta 40° o 50°C. Cuando no se eleva hasta esos niveles, indica que la fermentación no marcha bien. Si las temperaturas bajas son acompañadas de malos olores, es señal de fermentaciones anaerobias. Las temperaturas altas (mayores de 65°C) prolongadas, no son convenientes, pues pueden ocasionar la muerte bacteriana que frena la fermentación y también pérdidas de nitrógeno.

**f) pH.** Los cambios en el pH durante el proceso de compostaje se deben a los cambios constantes en la composición química del sustrato. El pH en la composta está influenciado por tres sistemas ácido-base (Castrillón *et al.*, 2004):

El sistema carbónico, con el CO<sub>2</sub> que se forma durante la descomposición y puede escapar a la atmósfera como gas o disolverse en los líquidos, formando ácido carbónico (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>), bicarbonato ([HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>]) y carbonato (CO<sub>3</sub><sup>-2</sup>). Este sistema tiene dos constantes de disociación (pKa): 6,35 y 10,33 a 25°C y la tendencia es a neutralizar el pH, incrementando los pH bajos y reduciendo los pH altos. El segundo sistema es el amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) – amoníaco (NH<sub>3</sub>), que se forma cuando se descomponen las proteínas. Durante la fase inicial del compostaje la mayoría del nitrógeno metabolizado es usado para el crecimiento de los microorganismos, pero durante la fase de mayor actividad se libera el ión amonio. El sistema amonio tiene una constante de disociación (pKa) de 9,24 a 25°C y de esta forma incrementa el pH a valores cercanos a 9.24 o más.

El tercer sistema está compuesto por varios ácidos orgánicos en los cuales predominan el ácido acético y el ácido láctico. Este sistema puede reducir el pH a 4.14, a 25°C. Estos tres sistemas se combinan para formar la curva típica del pH del compostaje, donde se presenta un descenso en la fase inicial, un aumento en la fase

de máxima actividad y luego la tendencia es a la estabilización. El rango de pH tolerado por las bacterias es amplio, sin embargo, el pH cercano al neutro (pH 6.5-7.5), ligeramente ácido o ligeramente alcalino asegura el desarrollo favorable de la gran mayoría de los géneros; valores de pH inferiores a 5.5 (ácidos) inhiben el crecimiento de la gran mayoría de los grupos fisiológicos, de la misma manera a pH 9 (alcalinos) inhiben y limita el crecimiento bacteriano, algunos tipo de bacterias como las nitrificadoras no se ven afectadas en estos niveles de pH, de igual manera los hongos y actinomicetos crecen en rangos amplios de tolerancia al pH que van desde 2 a 9 llegando incluso a valores máximos de 11 (Carrillo, 2003; García, 2005; Glynn y Gary, 1999; Moreno y Moral, 2007), sin embargo, valores muy altos (básicos de 10-11) pueden provocar pérdidas de nitrógeno en forma de amoníaco (Moreno y Moral 2007; Sundberg *et al.* 2004; Uicab y Sandoval, 2003).

**g) Tamaño de Partícula.** Numerosos materiales pierden rápidamente su estructura física cuando ingresan al proceso de compostaje (por Ej.: excretas), otros son muy resistentes a los cambios, tal es el caso de materiales leñosos y fibras vegetales en general. En este caso la superficie de contacto entre el microorganismo y los residuos es pobre, por lo que es importante el tamaño de partículas del material de partida. Aunque no es necesario, normalmente la MO de los residuos se suele moler. Es preciso vigilar el grado de trituración, puesto que un tamaño pequeño de las partículas supone mayor superficie de ataque y por lo tanto fermentaciones más rápidas y homogéneas. Sin embargo, si el tamaño es excesivamente pequeño pueden originarse problemas de compactación excesiva que impidan la aireación (Labrador, 2001; Uicab y Sandoval, 2003).

**h) Microorganismos.** Existe una gran variedad de especies de microorganismos, por lo que su predominio depende de las condiciones nutricionales y ambientales. Una forma muy común de clasificarlos es en base a la temperatura ya que es el parámetro más influyente para que se desarrollen, siendo así del tipo mesofílico y termofílico, los mesófilos son aquellos que se desarrollan en temperaturas óptimas

de alrededor de 37°C, frecuentemente son capaces de crecer en rangos de 25 a 45°C. Los termófilos crecen por encima de los 45°C por lo que se encuentran asociados a los materiales en fermentación como lo es la composta en donde se pueden alcanzar temperaturas de 65°C; sus enzimas tienen alta estabilidad térmica debido principalmente a redes de interacciones iónicas y modificaciones de la membrana plasmática (Ramírez, *et al.*, 2006).

A través de la acción de las enzimas se realiza la hidrólisis de macromoléculas complejas que constituyen los RSO, como consecuencia de esta actividad, los compuestos simples solubles en agua que apoyan el crecimiento microbiano se liberan favoreciendo la continuidad del proceso. Por otra parte, el grado en que se producen estas actividades enzimáticas da información sobre la tasa de descomposición de la MO y por lo tanto, sobre la estabilidad del producto. Los sustratos orgánicos tienen diferente complejidad, por lo que su biotransformación durante el compostaje requiere la acción conjunta de enzimas diferentes. (García *et al.*, 2010; Ramírez *et al.*, 2006). Kolmans (1995) (citado por Morales, *et al.*, 2007), estableció que los grupos de microorganismos presentes en el suelo, están integrados por bacterias, hongos y actinomicetos. De igual forma la pila de compostaje es un ecosistema, en el que diversas poblaciones microbianas secuencialmente son reemplazadas y degradan la MO de acuerdo a la disposición de nutrientes y las condiciones ambientales que prevalecen en cada fase.

Aunque las bacterias dominan el medio ambiente y participan en la rotación de las sustancias húmicas, su capacidad para degradar macromoléculas estables, tales como los ácidos húmicos y lignina es limitada, los hongos, por otro lado, son los más eficientes degradadores de éstos (Labrador, 2001). Los microorganismos son los elementos clave del proceso, cuya actividad y naturaleza se describen a continuación:

**Bacterias.** Comprenden el grupo más numeroso, variado y activo de microorganismos del suelo; son organismos primitivos ubicados como procariotas unicelulares, carecen de membrana nuclear y de organelos, como mitocondrias y cloroplastos y se reproducen por bipartición. Fisiológicamente presentan características muy variables; hay bacterias móviles e inmóviles, autótrofas fotosintéticas, quimiosintéticas y heterótrofas. Pueden vivir en forma libre o en simbiosis con otros organismos (Atlas y Bartha 2006; Morales *et al.*, 2007).

Las bacterias mesófilas aerobias son comunes e importantes en el comienzo de la descomposición hasta una temperatura de alrededor de 35°C. Las termófilas aerobias no son tan comunes y éstas pertenecen el género *Bacillus* que son las que dominan y pueden formar esporas, especialmente cuando las condiciones del medio son desfavorables. Los *Bacillus* presentan la capacidad de degradar una enorme variedad de derivados de los tejidos animales y vegetales (celulosa, almidón, pectina, proteínas, agar) y además intervienen en los procesos de nitrificación, desnitrificación, fijación de nitrógeno, jugando un rol significativo en los ciclos de C y N. Los *Bacillus* y *Pseudomonas* producen  $\alpha$ -amilasa que degradan el almidón al igual que *Aspergillus* que además producen proteasas, glucoamilasas y pectinasas. *Bacillus* produce enzimas extracelulares que descomponen polisacáridos, ácidos nucleicos y lípidos, permitiendo que el organismo emplee estos productos como fuentes de carbono y donadores de electrones. (Vargas *et al.*, 2007 citado por Cariello *et al.*, 2007).

Sus colonias tienen un papel importante en la degradación de la MO al formar ácidos orgánicos que solubilizan el fósforo y son activas en el fitocontrol de patógenos, son poco eficaces en los procesos de formación de humus. (Fernández y Larrea, 2001). En éste grupo encontramos a las descomponedoras de celulosa *Cellulomonas* spp., las fijadoras del nitrógeno atmosférico *Rhizobium* spp. y las nitrificadoras *Nitrosomonas* spp. y *Nitrobacter* spp.

**Actinomycetos.** Se definen como “bacterias con hifas productoras de micelio”, por lo que se consideran como un grupo de transición entre las bacterias y los hongos. Su cantidad en el suelo varía ampliamente según la profundidad, el contenido de agua, la reacción, el tipo de suelo, el contenido en MO y el tipo de vegetación que lo cubre. Son típicamente aerobios, su crecimiento se estimula con la reducción de la humedad, una mejora en la aireación y el aumento de temperatura, muy poco tolerantes a la acidez excepto *Streptomyses acidophilus*, necesitan un medio nutritivo equilibrado de minerales y vitaminas (Labrador, 2001; Morales *et al.*, 2007).

La adaptación ambiental más significativa del género *Streptomyces* corresponde a su capacidad para tolerar el calor y la deshidratación, el porcentaje de éstos se eleva cuando existe un mayor aporte orgánico (estiércol y composta). Son fundamentales para la degradación de compuestos carbonados como: polisacáridos, lípidos, hidrocarburos saturados, fenoles, proteínas, queratina, quitina, nitrogenados, proteínas, péptidos y algunos aminoácidos. Algunos son capaces de sintetizar y segregar al medio aminoácido libre. Los actinomicetos *Arthrobacter* spp. y *Streptomyces* spp., que están presentes durante el compostaje, también tienen reconocida incidencia en procesos de biorremediación en suelos.

Participan en una gran cantidad de reacciones bioquímicas, segregan antibióticos que benefician la presencia de hongos y la formación de humus. Se desarrollan de manera más lenta que los hongos y bacterias, característica que indica su incapacidad como competidores efectivos; llegan a predominar cuando los nutrientes comienzan a ser limitantes y la presión de los competidores más efectivos disminuye (Morales *et al.*, 2007). Los *actinomycetos* termófilos que se encuentran en la composta intervienen en determinadas etapas de maduración de la misma degradando compuestos de C y evitando generación de olores. Su papel en la formación de sustancias húmicas es muy importante; en la biodegradación y formación de sustancias precursoras de los ácidos húmicos, probablemente gracias a su capacidad de utilizar compuestos heterocíclicos nitrogenados.

**Hongos.** Se ubican como heterótrofos, eucariontes, unicelulares y pluricelulares con presencia de esporas y micelio; tienen hábitats muy diversos; la mayoría son terrestres y habitan en el suelo, metabolizan MO muerta (saprófito), desempeñando una actividad crucial en la mineralización del C y N orgánicos (Morales *et al.*, 2007). Los hongos descomponedores saprofitos actúan como consumidores primarios, secundarios y terciarios que se alimentan y reciclan grandes cantidades de C, así como otros nutrientes. Las especies son muy diversas, su importancia en la descomposición de los tejidos vegetales y animales es importante. Todos dependen de sustancias orgánicas para su crecimiento y en general son estrictamente aerobios, pueden tolerar un rango de pH bastante amplio. En su desarrollo dan lugar, en la mayor parte de las especies, a unas estructuras denominadas hifas de tamaño y forma irregular. En la Figura 1.8 se muestra la estructura de los hongos edáficos.

Los hongos activos en el proceso de descomposición incluyen principalmente *ascomycetos* y *basidiomicetos* (pertenecientes a los hongos de la podredumbre blanca). Aproximadamente 8500 especies de *basidiomicetos* son saprofitos degradadores de lignocelulosa, y la mitad de éstos se producen en el suelo y en la hojarasca (Deacon *et al.*, 2006; O'Brien *et al.*, 2005; Lynch y Thorn 2006; Tzafrir, *et al.*, 2007).

Presentan un sistema enzimático muy activo, característica que les permite degradar compuestos orgánicos muy resistentes como la lignina (principal fuente de humus) gracias a sus enzimas oxidantes no específicas: manganeso peroxidasa, lignina peroxidasa y la lacasa; estas enzimas (que constituyen el llamado sistema ligninolítico) conducen a la formación de compuestos inestables (por ejemplo, fenoxi y radicales carboxi), que luego pueden someterse a condensación y polimerización (humificación), e incluso mineralización, la cual puede llevarse a cabo debido que al carecer de clorofila, deben nutrirse de MO que degradan y mineralizan, poniéndola así a disposición de las plantas para su nutrición (Catcheside y Ralph 1999; Chefetz

*et al.*, 1998; Hofrichter, 2002; Kastner y Hofrichter, 2001; Kersten y Cullen 2007; Steffen *et al.*, 2002; Tzafrir *et al.*, 2007; Zavarzina *et al.*, 2004).

Los *ascomycetos* tales como *Penicillium*, *Fusarium*, *Trichoderma* y especies de *Aspergillus* contribuyen al aumento de las sustancias húmicas. Numerosos estudios se han centrado en la formación y modificación del humus por *Epicorom nigrum*, *Eurotium echinulatum*, *Hendersonula torulidea* y *Aspergillus sydowi*, la polimerización se asocia con las enzimas de fenoloxidasas, así como minerales de arcilla mejoran el crecimiento de los *ascomycetos*, la síntesis de fenol y la formación de polímeros fenólicos. Chefetz *et al.* (1998) aislaron la lacasa del hongo *Chaetomium thermophilum* en producción de composta de RSU durante su etapa termófila que dio lugar a la polimerización. Los autores sugirieron que esta enzima está implicada en el proceso de humificación durante el compostaje (Kluczek-Turpeinen *et al.*, 2005; Rezacova *et al.*, 2006; Tzafrir *et al.*, 2007).

**Agentes patógenos.** Entre los microorganismos que pueden afectar negativamente a la calidad de la composta se encuentran los implicados en la generación de olores y los patógenos. Utilizando el método de compostaje en hileras, se deben alcanzar temperaturas de 55° C o más, por lo menos durante 3 días de compostaje, para asegurar la completa destrucción de patógenos. La destrucción de patógenos se evalúa a través de la cuenta viable de coliformes fecales (CF), microorganismos indicadores de bacterias patógenas como la *Salmonella*. En el caso de parásitos, los microorganismos indicadores son los Huevos de Helminto (HH) (Atlas y Bartha, 2006; Haug, 1993). Existe una gran variedad de estos microorganismos, algunos de los cuales se enlistan en la Tabla 1.9.

Tabla 1.9. Patógenos encontrados en diversos restos orgánicos.

GRUPO MICROBIANO	TIPO DE RESIDUO			
	Restos vegetales	Estiércoles	RSU	Lodo de depuradoras
Hongos	<i>Phytophthora</i>			
	<i>Rhizoctonia</i>			
Bacterias	<i>Clavibacter</i>	<i>Salmonella</i>	<i>Salmonella</i>	<i>Listeria</i>
	<i>Erwinia</i>	<i>Escherichia</i>	<i>Escherichia</i>	<i>Salmonella</i>
	<i>Pseudomonas</i>			<i>Escherichia</i>
Virus	GGMMV*	<i>Enterovirus</i>		<i>Enterovirus</i>
	MNSV*			Bacteriófagos
Nemátodos y/o parásitos	<i>Globodera</i>	<i>Entamoeba</i>		<i>Giardia</i>
	<i>Heterodera</i>	<i>Ascaris</i>		<i>Toxocara</i>
CGMMV: Cucumber Green Mottle Mosaic Virus; MNSV: Melon Necrotic Spot Virus				

Fuente: Labrador, 2001.

**i) Maduración de la composta.** Se considera que una composta es madura cuando la fermentación prácticamente está paralizada y el producto se puede suponer estable. Existen varios métodos para comprobar la madurez; uno ya mencionado es la poca variabilidad en los valores de la relación C/N. También se puede evaluar la relación  $\text{NH}_4/\text{NO}_3$  ya que aunque esta relación varía dependiendo de las materias primas, en general, una composta inmadura tendrá mayores niveles de amonio que de nitratos (Soto y Meléndez, 2004).

**b) Olor.** El olor del material que forma parte del proceso de compostaje, desaparece después de unos días. La secuencia de los olores generados por el compostaje de RSO a menudo puede comenzar con los malos olores, que son seguidos por un período de olores aromáticos y, termina con olores terrosos. La persistencia de un fuerte olor a tierra es bueno ya que indica que el proceso de compostaje ha



terminado y que la composta está madura. Los malos olores son provocados por la generación de COV's y compuestos amoniacales derivados de fermentaciones anaerobias (EPA, 1993).

**j) Metales pesados.** La contaminación por metales pesados es de gran importancia debido al peligro potencial para la salud causado por estos compuestos al medio ambiente (Pérez *et al.*, 2010). Estos elementos tienen una gravedad específica  $> 5 \text{ g/cm}^3$  (Manahan, 2007). Junto a ellos hay otros elementos que, aunque son metales ligeros o no metales, se suelen englobar con ellos por orígenes y comportamientos asociados; es este el caso de As, B, Ba y Se. Se clasifican en dos grupos: oligoelementos o micronutrientes que son necesarios en pequeñas cantidades para los organismos, pero tóxicos una vez pasado cierto umbral (incluye B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn) y en aquellos sin función biológica conocida los cuales son altamente tóxicos, e incluyen Ba, Cd, Hg, Pb, Sb, As y Bi. La toxicidad se debe a que son solubles en agua y por lo tanto los organismos lo absorben con facilidad, se ha reportado que también tienen efectos tóxicos sobre las células, debido a su capacidad para alterar o desnaturalizar las proteínas, debido a su movilidad en los ecosistemas naturales son peligrosos por su tendencia a bioacumularse y biomagnificarse; su toxicidad depende, de la concentración, la forma química y la persistencia (Cañizares-Villanueva, 2000; Navarro-Aviño *et al.*, 2007; Nebel y Wright, 1999). Entre los metales más peligrosos se encuentran el Pb, Hg, Cd y el Cr (Reyes, 2009).

Estos contaminantes pueden encontrarse en diversos residuos y, a diferencia de los contaminantes orgánicos, no son retirados significativamente durante el compostaje. Las transformaciones son básicamente reacciones de oxidación, reducción e intercambio, que influyen en la solubilidad; e incorporación o adsorción en moléculas orgánicas, lo que reduce su biodisponibilidad y en consecuencia, su toxicidad. El tratamiento por compostaje puede dar lugar a reacciones físicas, químicas y biológicas, que conducen a la variación del pH, la mineralización de la MO, y la

formación de sustancias húmicas. Estos cambios pueden influir en el comportamiento de distribución de los metales y su especiación en los biosólidos compostado. Los metales en la composta se adsorben sobre las sustancias húmicas o sobre óxidos del hierro lo que limita su biodisponibilidad (Barker y Bryson, 2002; Hsu y Lo, 1999; Yannsheng *et al.*, 2007; Zorpas *et al.*, 2003).

Yannsheng *et al.* (2007) encontraron a través de un análisis estadístico que la distribución de la especiación de metales pesados durante el compostaje no era sólo dependientes del contenido total de metales pesados, sino también de los parámetros del proceso de compostaje, tales como la temperatura, pH y contenido de MO.

Las investigaciones sobre la naturaleza de los mecanismos de fijación de metales en la composta muestran que en abonos con los residuos derivados de los RSU y RSO tienen una alta afinidad por la adsorción de metales. Existe un consenso general en la literatura científica de que los procesos de compostaje aeróbico aumentan la formación de complejos de metales pesados en los residuos orgánicos, y que los metales están fuertemente unidos a la matriz de la composta y materia orgánica, lo que limita su solubilidad y el potencial de biodisponibilidad en el suelo, por lo que no se eliminan fácilmente si no se aplican condiciones de extracción fuertes utilizando, por ejemplo, ácido nítrico concentrado (Grimes *et al.*, 1999; Smith, 2009).

## 2. PARTE EXPERIMENTAL

La presente investigación se realizó en Metepec, Estado de México en la planta piloto de compostaje del Instituto Tecnológico de Toluca. Las instalaciones comprenden las siguientes zonas: acondicionamiento, molienda, mezclado y compostaje.

El experimento se dividió en diferentes etapas, la cuales se aprecian en el diagrama de flujo de la Figura 2.1; en el primer nivel del diagrama se visualiza la materia prima utilizadas para realizar el compostaje: biosólidos, RSO, arcilla y lama. En el segundo nivel se muestra el acondicionamiento que se le dio a dichos materiales, siendo de forma simultánea y al inicio para los 3 primeros, en cuanto a los RSO fueron acondicionados una vez finalizados los ensayos experimentales con biosólidos, para evitar su degradación, lixiviación, así como prevenir el desarrollo de fauna nociva (moscas, roedores, entre otros) e inmediatamente después se procedió a compostarlos.

El ensayo E1, se realizó con la mezcla de biosólido, arcilla y lama conformando montículos de 250 kg cada uno. El ensayo E2 se realizó con la mezcla de RSO, arcilla y lama también en montículos de 250 kg. Se trataron 5 diferentes proporciones de materiales los cuales se aprecian en la Figura 2.1, ambos ensayos fueron elaborados por duplicado; durante el proceso de compostaje se obtuvieron los perfiles de temperatura, pH y humedad, y una vez finalizado el proceso se procedió a realizar los análisis de calidad de la composta: MO, NTK, COT, P, K, relación C/N, relación K/Na, MP, CF y HH, en base a ellos se compararon las pruebas de E1 y E2 por separado; de cada ensayo se seleccionó la prueba que dio mejor cumplimiento a los parámetros de calidad la norma técnica estatal ambiental NTEA-006-SMA-RS-2006. Se utilizó la norma NOM-004-SEMARNAT-2002 como referencia para clasificar los biosólidos que se utilizaron para este propósito, y también como referencia para

los parámetros obtenidos en el producto; en virtud de que dentro de la legislación mexicana no existe una norma oficial para el proceso de compostaje.

En base a lo anterior se realizó un escalado a 500 kg en los ensayos E3 para biosólidos y E4 para RSO. Más adelante se da una descripción detallada de cada una de las etapas del proceso.

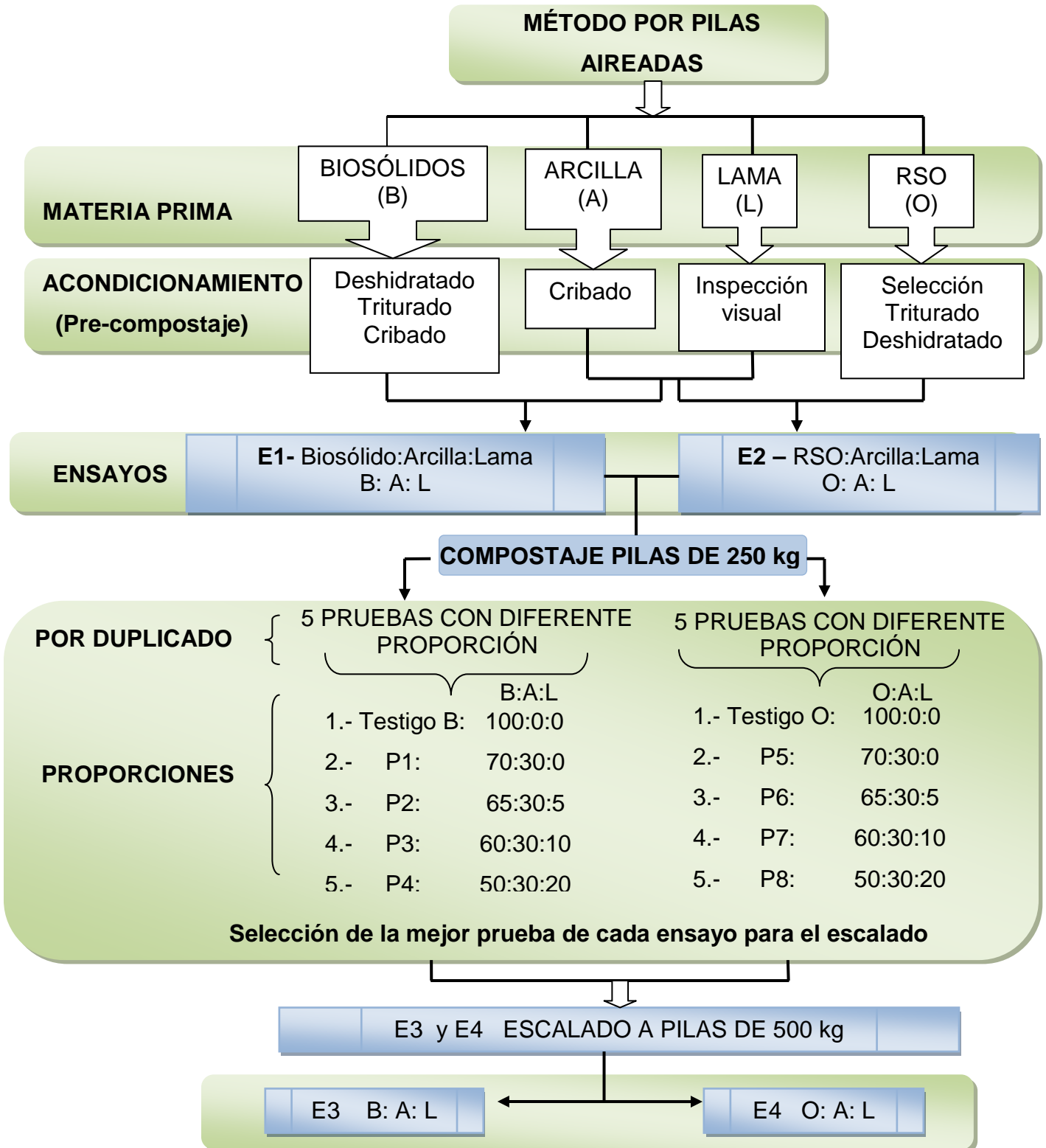


Figura 2.1. Diagrama de flujo del compostaje.

## 2.1 ACONDICIONAMIENTO DE MATERIALES

### 2.1.1 Biosólidos

Los biosólidos se obtuvieron de una PTAR de origen municipal de Toluca, Estado de México, derivados de un proceso de digestión aerobia y posterior deshidratación mecánica en filtro-prensa. Éstos fueron recolectados a la salida del filtro-prensa en tambos de plástico de 200 litros y trasladados a la planta piloto de compostaje del Instituto Tecnológico de Toluca.

**a) Deshidratación.** Este proceso se realizó térmicamente por medio de radiación solar sobre una película de polietileno, aireando manualmente con una frecuencia de cada 24 horas hasta obtener una humedad en base húmeda Hbh de  $35\% \pm 5$ , obteniendo un material amorfo aglomerado.

**b) Triturado y cribado.** Se uso un molino de martillos para reducir el tamaño de partícula, cribando simultáneamente con malla de 2 mm de diámetro integrada al molino, obteniendo gránulos y polvo, como se aprecia en la Figura 2.2.



Figura 2.2. Triturado y cribado de biosólido.

### 2.1.2 RSO

Los RSO fueron recolectados del Mercado municipal “Lic. Benito Juárez García” ubicado en Presa de la amistad s/n Col. Valle Verde, Toluca, México. La fuente directa de los residuos fueron los locatarios del mercado.

**a) Selección.** Se realizó una separación gruesa debido a que estaba mezclado con material inorgánico que los locatarios utilizaban para depositar sus residuos como: bolsas de polietileno, cajas de cartón ó de madera, lazos, ligas entre otros tipos de residuo no separados (latas de aluminio, botellas PET, unicef y papel periódico).

**b) Triturado.** Seleccionados los RSO, fueron disgregados en un molino de martillos con cuchilla integrada obteniéndose un material de textura gruesa y fibrosa, con una Hbh de  $80\pm 5\%$ . La Figura 2.3 muestra éste proceso.



Figura 2.3. Molienda de RSO y material disgregado.

**c) Secado.** Se deshidrataron por compresión en recipientes cilíndricos de plástico perforados, posteriormente fueron colocados en cribas para mayor pérdida de humedad mediante secado térmico por radiación solar y aireación manual con una frecuencia de 4 veces durante 24 horas hasta obtener una Hbh del  $50\pm 5\%$  (Figura 2.4).



Figura 2.4 Filtro para eliminación de humedad en RSO

### 2.1.3 Arcilla

El material arcilloso fue obtenido de las minas del municipio de Calimaya, Estado de México. Se realizó una separación mediante una criba malla 2.0, con el propósito de eliminar impurezas como piedras, plásticos, terrones y vidrios, y tener uniformidad en el tamaño de grano, como se muestra en la Figura 2.5.



Figura 2.5. Eliminación de impurezas y homogenización de la arcilla

#### 2.1.3.1 DRX de arcilla

Se realizó un análisis de difracción de rayos X con el propósito de conocer los componentes de la arcilla y tener su identificación para su uso en posteriores investigaciones. A partir de un lote de 1 tonelada de arcilla se tomaron 20 muestras aleatorias de 1 kg, en una área plana horizontal y techada se colocaron estos 20 kg de los cuales se realizaron 4 cuarteos sucesivos, hasta conformar una muestra compuesta de 6.25 g, la cual fue triturada en un mortero de agata obteniendo 5 g de muestra para su análisis. Para tal efecto se utilizó un difractómetro Siemens D500, acoplado a un tubo de rayos X con ánodo de cobre.

#### 2.1.3.2 Análisis microbiológico

Dado que las arcillas juegan un papel dinámico en la actividad de los ecosistemas del suelo, albergando a ciertas comunidades microbiológicas en su superficie, se realizó un análisis microbiológico para descartar posibles interferencias derivadas de



su origen, manejo y transportación, analizando coliformes fecales. El muestreo y preparación de la muestra se realizó mediante el procedimiento establecido en la norma NTEA-006-SMA-RS-2006. La caracterización de propiedades microbiológicas abarcó la determinación del crecimiento bacteriano de Coliformes Fecales (CF) por el método de filtración en membrana mediante el recuento de Unidades Formadoras de Colonias por gramo (UFC/g) en un medio de cultivo selectivo mFC Broth Base Rosolic Acid, Difco™ de acuerdo con el procedimiento de la American Public Health Association (APHA, 1998) a un pH de  $7.4 \pm 0.2$  (a  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ ), y una temperatura de incubación de  $44.5 \pm 0.5 \text{ }^\circ\text{C}$  por 24 horas. Se seleccionó esta metodología debido a que permite examinar volúmenes muy variables, los resultados son obtenidos más rápidamente, ofrece un resultado directo de la concentración de bacterias coliformes fecales en lugar de un estimado estadístico, como es el caso de la técnica de Número más Probable (NMP), por lo que es más preciso, y también debido a que requiere menos materiales y equipo con relación a la técnica de NMP.

#### **2.1.4 Lama**

La lama utilizada fue de origen equino, a la cual se le realizó una inspección visual con el fin de retirar el material extraño de gran tamaño como piedras, plásticos, entre otros, que pudieron mezclarse en su manejo y transportación. Se le realizaron análisis de calidad determinando MO, COT, N, relación C/N, humedad y pH, con el objeto de conocer el aporte en dichos componentes al proceso. También se realizaron análisis microbiológico determinando colonias del tipo coliformes fecales, con el fin de conocer su aumento o decremento en el producto, bajo la misma metodología empleada para la arcilla.

## 2.2 COMPOSTAJE

Se realizaron los ensayos E1, E2, E3 y E4 en forma consecutiva. El ensayo E1 consistió en un testigo y 4 pruebas con biosólidos, arcilla y lama variando las composiciones de todos los componentes. El ensayo E2 al igual que en el E1 se fue variando la proporción de arcilla y lama, cambiando el componente principal de biosólidos a RSO. Todas las pruebas fueron realizadas por duplicado. El E3 y E4 consistieron en el escalamiento de la mejor prueba del E1 y E2, la elección se realizó considerando los perfiles de las variables de control (temperatura, humedad y pH) y los resultados de los análisis de calidad (fisicoquímico y microbiológico) de la composta resultante.

### 2.2.1 Variables de control del proceso

Con el fin de monitorear y controlar el proceso se realizó la medición de las variables: temperatura, humedad y pH, estableciéndose también la frecuencia de las actividades de aireación y adición de agua, las cuales se muestran en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Variables y actividades de control del proceso.

VARIABLE/ ACTIVIDAD	FRECUENCIA
Temperatura	C / 24 hrs
Humedad	C / 24 hrs
pH	C / 24 hrs
Aireación	C / 48 hrs
Adición de agua	48 hrs

### 2.2.1.1 Medición de temperatura en pilas de compostaje

En todos los ensayos se tomaron temperaturas *in situ* utilizando termómetro de mercurio con escala de 100°C, se midió en nueve puntos equidistantes, en el estrato superior, medio y bajo como se muestra en la Figura 2.6, se consideraron las medias aritméticas de los valores registrados para graficar los perfiles de temperatura. Cuando las pruebas alcanzaron temperaturas menores a 20°C de manera estable se finalizaron las mediciones, dado que la actividad microbiana a estas temperaturas se reduce al mínimo.

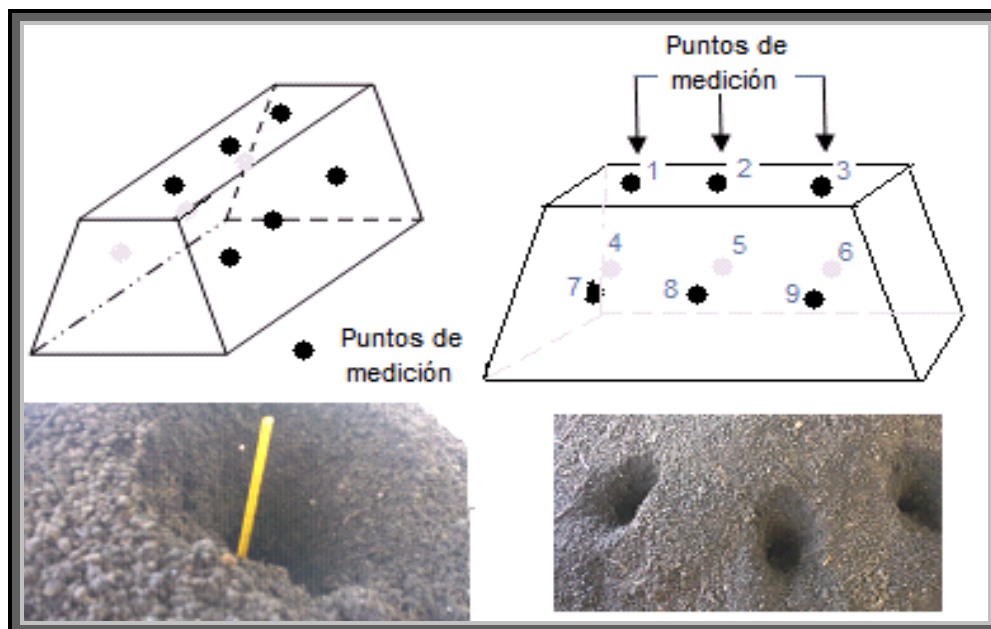


Figura 2.6. Puntos de medición de temperatura en cada pila.

De acuerdo con la NTEA-006-RS-2006 para una adecuada sanitización del material (eliminar larvas, huevecillos, semillas y microorganismos patógenos), se requieren periodos entre cuatro días consecutivos con temperaturas superiores a 55 °C ó doce días consecutivos con temperaturas superiores a 45 °C (zona termófila). Para la EPA un período de cuatro días con temperatura mayor ó igual a 40°C y un período de al menos cinco horas con temperatura superior a 55 °C se consideran suficientes (EPA, 1993; SMA,2006).

### **2.2.1.2 Medición de pH en pilas de compostaje**

Para cada prueba se tomó una muestra compuesta de acuerdo a la NTEA-006-SMA-RS-2006, posteriormente se preparó una suspensión acuosa en una relación 1:5 de composta:agua desionizada conforme a la NMX-FF-109-SCFI-2007 “Humus de lombriz (lombricomposta) especificaciones y métodos de prueba”; se mantuvo en agitación durante 20 minutos y posteriormente se procedió a la medición potenciométrica en el equipo previamente calibrado CONDUCTRIONIC modelo PC18.

### **2.2.1.3 Medición de humedad en pilas de compostaje**

Una vez pesado cada material, se procedió al mezclado, el orden fue el siguiente: se combinó primero el biosólido con la arcilla y posteriormente se incorporó la lama, se mezcló hasta homogenizar todos los componentes, finalmente se adicionó el agua por aspersión, con el fin de evitar la formación excesiva de grumos y compactación de las pilas, para el caso de las pilas con biosólidos se aplicó agua gradualmente hasta que ya no se tuvo desprendimiento de polvos obteniendo una Hbh de 40+5%. Para el caso de los RSO dado que después del acondicionamiento contenían un porcentaje de Hbh de 45+5% no fue necesario agregar agua al realizar el mezclado, sino hasta entrada la etapa termófila, en donde se requirió debido a la elevación de las temperaturas y pérdidas por evaporación. Para estimar la humedad en campo al momento de estar adicionando el agua se tomaba en la palma de la mano una porción apretándola con el puño, repitiendo el proceso para muestras de diferentes lados; si el material se desmoronaba estaba muy seco, y por el contrario si se escurría estaba muy húmedo; si se sentía húmedo y mantenía su forma al soltarlo se estimaba que estaba bien, posteriormente se tomaban muestras compuestas en recipientes plásticos tapados herméticamente siendo analizadas en el laboratorio por el método termogravimétrico.

## 2.2.2 Preparación de mezclas para compostaje

Para la conformación de las pilas se realizó el pesado de cada uno de los materiales de acuerdo a las proporciones establecidas para cada prueba, las cuales se mencionan en el siguiente apartado.

### a) Ensayo E1. Biosólidos.

Se prepararon pilas de 250 kg por duplicado: un testigo y 4 pruebas conformadas por biosólidos:arcilla:lama, con las proporciones indicadas en la Tabla 2.2. La arcilla como componente acelerador del tiempo de proceso y lama como material favorecedor del crecimiento microbiano. Para efectos de manejo de datos, sólo se reportan las medias con sus respectivas desviaciones estándar de cada prueba, las cuales se identificaron como se muestra en la Tabla 2.2 y en la Figura 2.1

Tabla 2.2. Ensayo E1. Composición de las pilas de compostaje

PILA	BIOSÓLIDO % w/w	ARCILLA % w/w	LAMA % w/w
Testigo B	100	0	0
P1	70	30	0
P2	65	30	5
P3	60	30	10
P4	50	30	20

### b) Ensayo E2. RSO.

Para la elaboración de las pruebas de igual manera se prepararon pilas de 250 kg por duplicado, en la proporción indicada en la Tabla 2.3 variando la relación RSO:arcilla:lama.

Tabla 2.3. Ensayo E2. Composición de la pilas de compostaje.

PILA	RSO % w/w	ARCILLA % w/w	LAMA % w/w
Testigo O	100	0	0
P5	70	30	0
P6	65	30	5
P7	60	30	10
P8	50	30	20

### c) Ensayos E3 y E4. Escalamiento.

En base a los resultados obtenidos en las variables de respuesta del E1 y E2 así como en los comportamientos de los perfiles de humedad, pH y temperatura, se seleccionó la prueba con los mejores resultados, eligiendo así el porcentaje adecuado de lama para el escalado; se prepararon pilas de 500 kg por duplicado, con previo acondicionamiento de los materiales, y efectuando el control del proceso de igual forma que en las pruebas anteriores. El E3 correspondió al escalado de la pila de biosólidos:arcilla:lama y el E4 correspondió al escalado de la prueba de RSO:arcilla:lama, como se muestra en la Tabla 2.4.

Tabla 2.4. Ensayos E3 y E4. Composición de la pilas de compostaje.

PILA	Biosólido ó RSO % w/w	Arcilla % w/w	Lama % w/w
E3-Biosolido:arcilla:lama	X1	30	Y1
E4-RSO:arcilla:lama	X2	30	Y2

X1, X2, Y1 y Y2 en función de los mejores resultados obtenidos en E1 y E2.

### 2.2.3 Muestreo

Para realizar los análisis de los materiales iniciales y los del producto (composta) se tomaron muestras compuestas, siguiendo el procedimiento establecido en el método

de cuarteo de las normas NOM-004-SEMARNAT-2002 lodos y biosólidos, especificaciones y límites máximos de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final y la NTEA-006-SMA-RS-2006 que establece los requisitos para la producción de los mejoradores de suelos elaborados a partir de residuos orgánicos (SEMARNAT, 2002; SMA, 2006) en su anexo II, punto 2.2 muestras sólidas, y apartado 5.4 respectivamente. Consistió en tomar 10 muestras de 1 kg distribuidas uniformemente al azar del lote del producto final en bolsas de polietileno, mismas que se mezclaron uniformemente entre sí, para extraer 1 kg de producto (muestra compuesta). Se procedió a su secado térmico a temperatura ambiente, disgregando terrones, una vez seco se tamizó en malla de 2 mm (tamiz numero 10). Las muestras fueron almacenadas en envases de polietileno limpios. Para análisis microbiológico se exceptúa el secado térmico y el tamizado de las muestras, los envases para estos análisis fueron previamente esterilizados en autoclave como lo indica la norma técnica.

#### **2.2.4 Análisis de calidad de la composta**

El proceso de compostaje se dio por terminado cuando las temperaturas de las pilas llegaron a temperaturas ambiente menor a 25°C de forma constante y el valor del pH se encontró entre valores de 7 y 8. Con el fin de evaluar la calidad de la composta se efectuaron determinaciones analíticas conforme a la normatividad mexicana, con la metodología mencionada en la Tabla 2.5.

Para los análisis microbiológicos se realizó la siembra de las muestras con las siguientes disoluciones:  $10^{-1}$ ,  $10^{-2}$ ,  $10^{-3}$ ,  $10^{-4}$  y  $10^{-5}$ . Como control se utilizaron células de *Escherichia coli* ATCC25922 (Gram-) y *Staphylococcus aureus* ATCC6538 (Gram+) con el objetivo de verificar la ausencia de falsos positivos ó negativos. De igual manera se corrió un blanco al inicio y final de las siembras para asegura que no se presentara contaminación de las muestras.

Tabla 2.5. Variables de repuesta en el proceso

VARIABLE	UNIDAD	MÉTODO DE MEDICIÓN	NORMATIVIDAD
FISICOQUÍMICOS			
Humedad	% Hbh	Termogravimétrico (Analizador electrónico)	NA
pH	---	En solución acuosa	<sup>a</sup> NMX-FF-109-SCF-2008. Lombricomposta. Especificaciones y método de prueba
MO, COT	%	Método Walkley y Black modificado (1947)	<sup>b</sup> NMX-AA-021-SEMARNAT-2000. Especificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.
NTK	%	Digestión-destilación de Kjeldhal	<sup>a</sup> NMX-FF-109-SCFI-2008. Lombricomposta. Especificaciones y método de prueba
Relación C/N	----	NA Cálculo matemático	<sup>a</sup> NMX-AA-067-1985. Determinación de la relación C/N
Fósforo, Potasio y Sodio	%	Espectrofotometría y absorción atómica	<sup>d</sup> NTEA-006-SMA-RS-2006. Que establece los requisitos para la producción de los mejoradores de suelo elaborados a partir de residuos orgánicos
Metales Pesados: Pb, Cd, Hg y Cr	mg/kg en bs	Absorción atómica	
MICROBIOLÓGICOS			
Coliformes Fecales	UFC/g	Filtración por membrana.	<sup>c</sup> NOM-004-SEMARNAT-2002. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos.
Huevos de helminto	HH/g bs	Bailenger modificado	<sup>d</sup> NTEA-006-SMA-RS-2006.

Fuente: <sup>a</sup>SCFI, 2008; <sup>b</sup>SEMARNAT, 2000; <sup>c</sup>SEMARNAT, 2002, <sup>d</sup>SMA, 2006. NA: no aplica a normatividad



### **3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Se dio seguimiento a los cambios que sufrieron los materiales en las pilas compostadas; se observó su apariencia: color, olor, tamaño y textura; se monitorearon las variables de control de proceso (%Hbh, temperatura, pH) y finalmente mediante la realización de los análisis de calidad (relación C/N, COT, NTK, P, K, entre otros) se observó la estabilidad del producto final así como la concordancia y el cumplimiento con la normatividad mexicana vigente. Todos estos cambios que se observaron son indicativos de que el proceso de degradación estabiliza los biosólidos, RSO y la lama de caballo convirtiéndolos en composta.

#### **3.1 ANÁLISIS DE MATERIALES**

Los análisis de calidad de los materiales se realizaron posterior a su acondicionamiento y previo al compostaje, en base a los procedimientos descritos en la Tabla 2.5 de la parte experimental.

##### **3.1.1 Análisis de biosólidos**

Una vez que se tuvo el biosólido seco y triturado, se tomó una muestra compuesta en base al procedimiento del anexo II apartado 2.2 de la norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 para muestreo de biosólidos de muestras sólidas, y se procedió a realizar los análisis de calidad fisicoquímicos y microbiológicos, para conocer las condiciones iniciales previas al compostaje de dicho material, las cuales se muestran en la Tabla 3.1

Tabla 3.1. Condiciones iniciales del biosólido

PARÁMETRO	%MO	%COT	%N	C/N	K/Na	% Hbh	pH	MICROBIOLÓGICO	
								CF UFC/mL	HH/g
BIOSÓLIDO	18.3	10.1	4.6	2.1	5.0	25±5	8.0	390 000	2

En base a los resultados microbiológicos y de acuerdo con la NOM-004-SEMARNAT-2002 éstos biosólidos se encuentran catalogados como clase C (no apto para usos urbanos con y sin contacto público directo). En la Tabla 3.2 se muestran los resultados del análisis de metales pesados. Como se observa, conforme a este parámetro se encuentra catalogado como un lodo excelente.

Tabla 3.2 Concentración inicial de metales pesados del biosólido

PARÁMETRO	RESULTADO mg/kg en bs	LÍMITE MÁXIMOS PERMISIBLES NOM-004- SEMARNAT-2002	
		EXCELENTE	BUENO
Cadmio	< 0.05	39	85
Cromo	104.72	1 200	3 000
Plomo	63.76	300	840
Mercurio	0.06	17	57

Fuente: Límites máximos referenciados a la NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT, 2002).

Cabe mencionar que para ambos análisis tanto de metales pesados como microbiológicos la NOM-004-SEMARNAT-2002 contempla además de los mencionados en las Tablas 3.1 y 3.2 los siguientes: *salmonella spp.*, As, Cu, Ni y Zn, los cuales para efecto de esta investigación no fueron considerados los metales Cu, Ni y Zn por encontrarse en un nivel de micronutrientes y para el caso del As en los

datos reportados por la empresa proveedora de los biosólidos se encuentran en un nivel menor a 0.001 mg/kg en bs, siendo el nivel más bajo en relación a los otros metales pesados contemplados en la norma. Para el caso de los análisis de *salmonella spp* y hongos fitopatógenos, no fueron consideradas las determinaciones debido a que al igual que las demás formas biológicas presentes en éste material se asegura su destrucción a las temperaturas del proceso, de acuerdo con Íñiguez (2011).

### 3.1.2 Análisis de RSO

A los RSO solo se les realizó análisis fisicoquímico de pH y % de humedad dado que son los factores que más influyen para que el proceso se realice. No se contemplaron para estos residuos análisis de metales pesados, dado su origen municipal, así como su obtención directa del generador, las concentraciones no son representativas como en el caso de los biosólidos. Los resultados se muestran en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3. Análisis fisicoquímico de RSO

PARÁMETRO	%MO	%COT	%N	Relación C/N	Hbh	pH
RSO	15	8.7	0.5	17.4	40 $\pm$ 5	6.5

### 3.1.3 Análisis de la arcilla

Se le realizó análisis microbiológico y DRX, dado su carácter mineral no se realizaron análisis de MO, ni relación C/N; previo a su uso se determinó la humedad la cual fue de 9.20%.

### 3.1.3.1 Análisis microbiológico

En cuanto a los resultados obtenidos en los análisis microbiológicos de la arcilla no se tuvo desarrollo de colonias azules típicas de los coliformes fecales, ni se detectaron huevos de helminto viables.

### 3.1.3.2 DRX

Las muestras problema de la arcilla fueron analizadas en un barrido  $2\theta$  en el eje de las abcisas (ángulo de Bragg), desde  $5^\circ$  hasta  $60^\circ$  y en el eje de las ordenadas la intensidad (cuentas por segundo cps). Del difractograma obtenido, se encontraron las fases mineralógicas: cuarzo, minerales de Illita  $(\text{Na,K})\text{Al}_2(\text{Si}_3\text{AlO}_{10})(\text{OH})_2$  y K-Na-Mg-Fe-Al-Si-O-H<sub>2</sub>O (Tipo 2:1), así como el feldespato calcosódico albita  $\text{Na}(\text{Bi}_3\text{Al})\text{O}_8$  como se muestra en la Figura 3.1.

Se observa la superposición de los picos de cuarzo y de illita en el pico de reflexión a  $26.6^\circ$  y  $28^\circ$  respectivamente, incrementando notablemente su intensidad. De acuerdo con Szabó *et al.* (2008), Tran y James (2012), Wei *et al.* (2013), Zhang *et al.* (2010), Zhou (2011), Zhou y Keeling (2013), dicho mineral influye directamente en el intercambio de cationes aprovechables, tiene capacidad de adsorción en su superficie externa, son una clase de silicatos de aluminio en capas que poseen una buena biocompatibilidad y también una fuerte capacidad de adsorción.

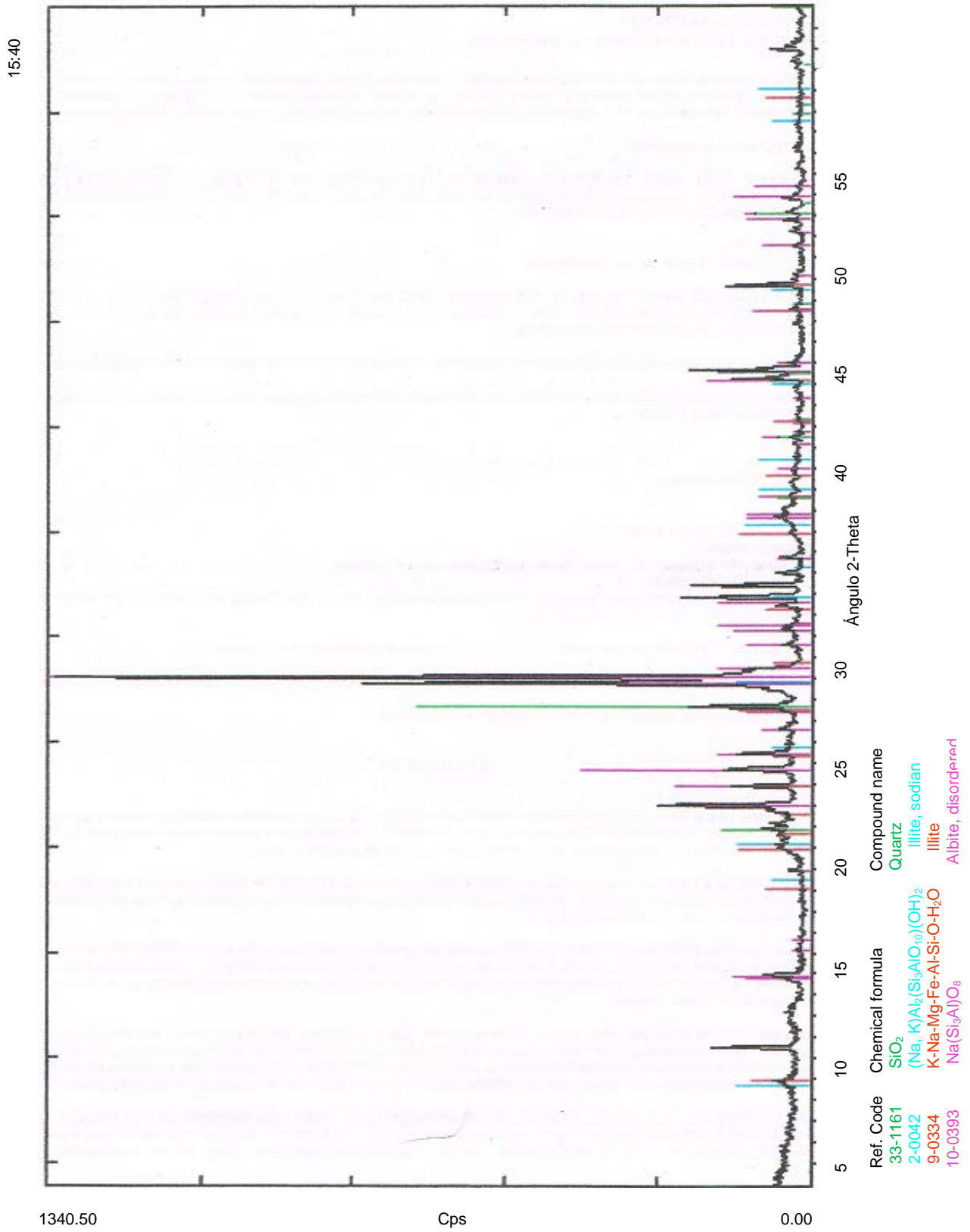


Figura 3.1. Difractograma de arcilla

### 3.1.4 Análisis de lama

A la lama se le realizaron análisis de tipo microbiológico y fisicoquímico, los cuales se muestran en la Tabla 3.4. Debido a su origen se explica el alto contenido en materia orgánica dado que es rica en material lignocelulósico, conteniendo además fósforo, potasio y sodio. Presenta coliformes fecales, aunque no mayor a las encontradas en los biosólidos.

Tabla 3.4. Análisis fisicoquímicos de la Lama.

PARÁMETRO	%MO	%COT	%N	C/N	%P	%K	%Na	%Hbh	pH	CF UFC/mL
LAMA	24.6	14.3	1.0	14.3	0.2	1.86	0.28	35	8.5	1 600

### 3.2 COMPOSTAJE

Una vez que fueron conocidos los parámetros de cada componente previamente acondicionado, se realizó el pesado del material en base a las proporciones establecidas y mencionadas en la metodología en las Tablas 2.2, 2.3 y 2.4 y posteriormente se procedió a la elaboración de las pilas, considerando las dimensiones mostradas en la Figura 3.2, y siguiendo las recomendaciones sugeridas en la bibliografía donde el ancho debe ser el doble de lo alto, y el largo es de acuerdo con las necesidades del productor (Íñiguez, 2011; Tchobanoglous *et al.*, 1998), en esta investigación el largo fue de 2.90 m para las pilas de 500 kg y 1.50 m para las pilas de 250 kg. Es importante tener especial cuidado en las dimensiones dado que se pueden presentar pérdidas de calor si es muy pequeña ó una inapropiada circulación de oxígeno si el tamaño es excesivo.

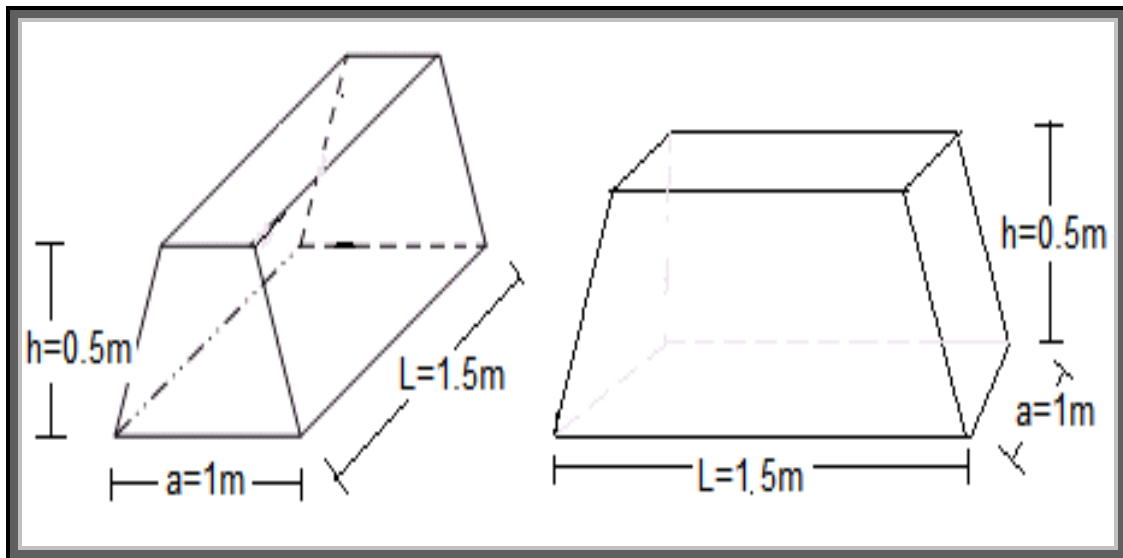


Figura 3.2. Dimensiones de pilas de composta

Conformadas las pilas se inició el monitoreo del proceso mediante las variables de control: temperatura, pH y % de humedad, conforme a la frecuencia establecida en la metodología Tabla 2.1.

El monitoreo de la humedad permitió saber si había que reducir ó aumentar la cantidad de agua en cada aireación, para así propiciar la degradación biológica. El grado idóneo para la degradación aerobia es variable y depende de las características del material a compostar, en la bibliografía se reportan valores diferente en este sentido, algunos autores sugieren valores de 40-60% de humedad otros entre 15-35% pero todos coinciden que no debe ser menor a 10% ya que esto reducirá la actividad biológica y el tiempo de compostaje aumentará (Cariello *et al.*, 2007; Franco, 2013; Tavares y Alvarado, 2011). En cuanto un valor establecido en la normatividad, no se tiene referencia para el proceso, solo para el producto como lo contempla la NMX-FF-109-SCFI-2008 que considera un valor entre 20 a 40% (sobre materia húmeda), sin embargo, en la misma norma se expone que existen excepciones como en el caso de los materiales de origen vegetal, que tienen una

capacidad higroscópica mayor a otros materiales, por lo que para este caso se acepta una humedad hasta del 60% (SCFI, 2008).

También, es importante relacionarla con la etapa en la que se encuentra la pila de compostaje, dado que en la etapa termófila se requerirá el mayor porcentaje debido a la alta actividad de los microorganismos, y se reducirá en la etapa de enfriamiento ya que también disminuyen las poblaciones microbianas y la cantidad de materia orgánica disponible. Los valores de humedad son variables en cada pila por tratarse de un parámetro lento de ajustar (Franco, 2013; APHA, 1998; Hoog *et al.*, 2002; Presscot y Klein, 2008; SMA, 2006).

### **3.2.4 Perfiles de temperatura, pH y humedad**

Se registraron todos los valores obtenidos en las mediciones de las variables de control, las cuales inciden directamente en la evolución del proceso y se describen a continuación.

#### **3.2.4.1 Ensayo E1: Biosólido, arcilla y lama**

En las Figura 3.3 se muestran los perfiles de temperatura del ensayo E1, reportando los promedios de las réplicas de cada proporción, y su desviación estándar.



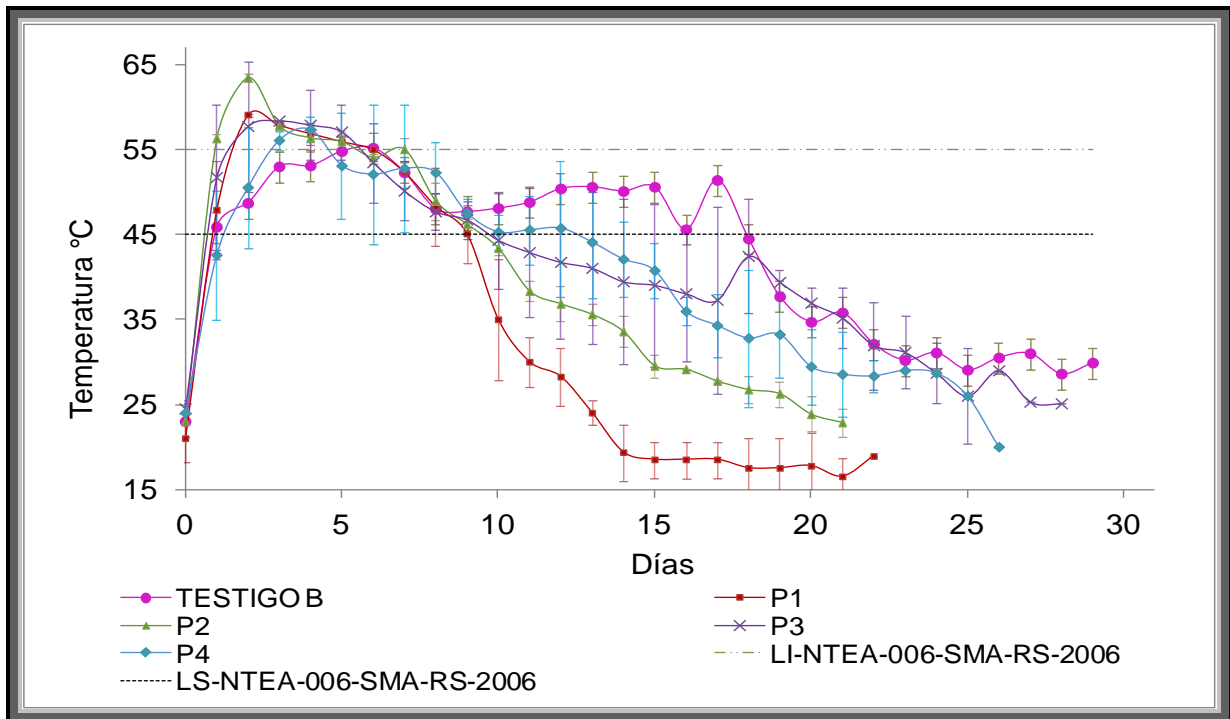


Figura 3.3. Perfiles de temperatura del E1.

Como se puede apreciar en la Figura 3.3 se alcanzaron temperaturas por encima de los 55 °C en todas las pruebas. La prueba P1 permaneció en temperaturas mayores 55 °C durante cinco días con una media de 57 °C y a temperaturas termófilas mayores a 45 °C durante 9 días con una media de 53.2 °C; la P2 alcanzó una temperatura máxima de 63.5 °C, mantuvo temperaturas mayores a 55 °C durante cinco días con una media de 58 °C y temperaturas termófilas durante 9 días con una media de 54.9 °C; la P3 durante cuatro días mantuvo valores superiores a 55 °C, con una temperatura máxima de 58.4 °C, con una media de 57.8 °C y temperaturas termófilas con una media de 50.5 °C durante 9 días.

La P4 sólo se mantuvo en temperaturas mayores a 55 °C durante dos días con una media de 56.7 °C y a temperaturas mayores a 45 °C durante 11 días, lo que es un tiempo menor al contemplado en la NTEA-006-SMA-RS-2006 la cual especifica temperaturas mayores a 45 °C durante 12 días consecutivos (identificado en las figuras como Li-Límite inferior) ó bien temperaturas mayores a 55 °C durante 3 días

consecutivos (identificado como LS-Límite superior en las figuras), lo que indica que la adición de lama incrementa la actividad microbiológica prolongando el tiempo en la etapa termófila ( $T > 45$  °C), sin embargo, también disminuye las temperaturas mayores a 55 °C.

La P2 presentó un mejor comportamiento mostrando una etapa mesófila de poca duración, así como una temperatura media más elevada en comparación con las demás pruebas; la P4 fue la más inestable, aunque también tuvo una rápida transición entre la etapa mesófila y termófila, tuvo la temperatura mesófila media más baja de 50.5 °C cercana a la del Testigo B que fue de 50.3 °C.

El Testigo B fue el que tardó más días en llegar a su temperatura máxima de 55.2 °C (6 días) y permaneció por mucho más tiempo en la etapa termófila (17 días) con temperaturas mayores a 45 °C pero solo un día con temperatura mayor a 55 °C, y por consecuencia alargándose el tiempo de degradación en esta etapa, mostrando un retraso en el arranque de la etapa termófila en comparación con las otras pruebas en las que se usó la arcilla y la lama, lo que muestra que su incorporación al proceso mejoró la actividad microbiana.

Estos resultados indican que la lama mejora el proceso de compostaje, proporcionando carbono fácilmente disponible para los microorganismos, pero conforme aumenta esta cantidad de lama se puede llegar a tener temperaturas menores como se observa comparativamente entre las pruebas P2, P3 y P4 donde se incrementó la proporción, lo cual se atribuye a que en exceso dicho material puede aumentar el carbono disponible pero como se ve disminuida la cantidad de biosólido, también se ve disminuida la cantidad de nitrógeno que los microorganismos de la composta requieren para su crecimiento, mismos efectos fueron encontrados por Singh y Kalamdhad (2012) que trabajaron con proporciones de 10%, 20%, 30% y 40% en compostaje de *Eichhornia crassipes*.

En la Figura 3.4 se muestran los perfiles de pH de las prueba durante todo el proceso.

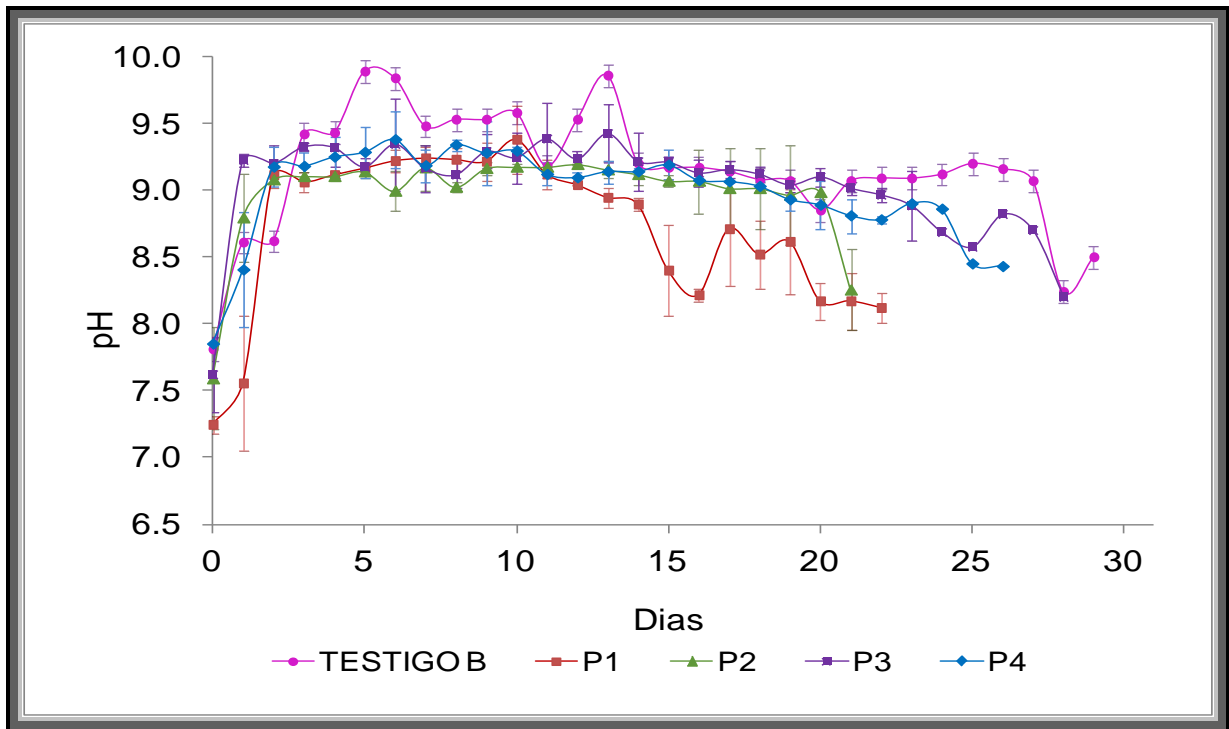


Figura 3.4. Perfiles de pH del E1.

Se puede apreciar que los valores tienden a estar entre 7.2 y 7.9 al inicio en todas las pilas atribuyéndose a los compuestos orgánicos carbonáceos y siendo muy similar a lo reportado por Bolan *et al.*, 2013, Franco, 2013, Silva-Leal *et al.*, 2013, el cual se elevó rápidamente después de 2 días a niveles de 9 y permaneciendo en estos valores en prácticamente toda la etapa termófila (etapa de mayor actividad microbiológica), los valores más altos en esta etapa fueron de 9 a 9.89 lo cual se atribuye a la mineralización de compuestos orgánicos nitrogenados como las proteínas, que mediante la acción microbiana dan lugar a la formación de aminoácidos y amoníaco.

Estos valores básicos en el proceso muestran el desarrollo de bacterias como las nitrificadoras que no se ven afectadas en estos niveles de pH, por el contrario de

acuerdo con Coyne (2000) con pH neutros a alcalinos la nitrificación es más rápida. Estas bacterias muestran un crecimiento óptimo en un intervalo de 6.5-7.5, con límites máximos de crecimiento entre 4 y 10 (Glynn y Gary, 1999), de igual manera también se tiene la presencia de actinomicetos que crecen en rangos amplios de tolerancia al pH que van desde 2 a 9 llegando a valores máximos de 11 (García, 2005; Carrillo, 2003).

A partir del día 16, el pH descendió por la formación de ácidos orgánicos que tienen un efecto neutralizador, y hacia el final alcanzó valores de 8.0 a 8.5 efecto causado por compuestos como los ácidos húmicos, lo cual indica la degradación de la MO (Manahan, 2007; Moreno y Moral, 2007), por ésta razón la composta normalmente se encuentra en valores cercanos a 8.0 (Cariello *et al.*, 2007; Castrillón *et al.*, 2004; Torres *et al.*, 2005). También es importante el monitoreo de este parámetro para saber si la aireación en el proceso fue la adecuada (Castells, 2000).

En la pila Testigo B, el pH alcanzó el valor más alto de 9.86, causado por no tener materiales ricos en carbono que balanceen la relación C/N. El valor de pH para las pilas al finalizar el proceso, se encuentra en valores de 8.1 a 8.5, lo cual indica que se encuentran dentro del límite aceptable de acuerdo con la norma NTAE-006-SMA-RS-2006. El Testigo B fue el que reportó un valor de 8.5, lo cual se explica por la alta cantidad de nitrógeno en los biosólidos.

Durante el proceso de compostaje la pérdida de humedad se puede ver como un indicador de la tasa de descomposición, ya que el material de compostaje requiere un contenido de humedad óptimo para que los microorganismos puedan sobrevivir (Kalamdhad y Kazmi, 2009). En la Figura 3.5 se muestran los perfiles de humedad del mismo ensayo.

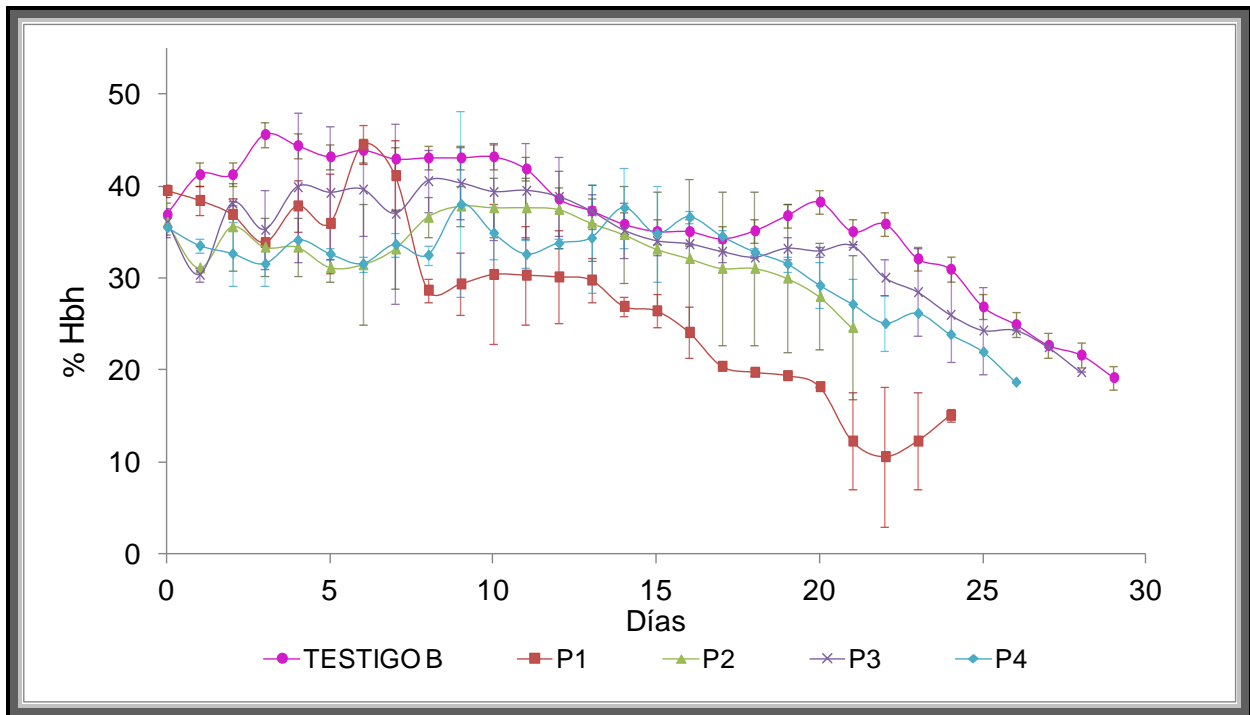


Figura 3.5. Perfiles de humedad del E1

Al inicio del proceso el contenido de humedad de cada pila a compostar se encontró dentro de los valores de 31.6 y 39.5%, en la etapa termófila se tuvieron humedades desde 33 a 38% que fueron decreciendo conforme se estabilizaba el material, finalizando en valores entre 15 y 25% para el producto como se muestra en la gráfica, lo cual coincide con los datos publicados por Cariello *et al.*, 2007, Soto y Meléndez, 2004, Uicab-Brito y Sandoval, 2003 y Wu *et al.*, 2000. En algunos casos como por ejemplo en la P1 se presentaron variaciones mayores entre las replicas como se aprecia en el día 22 éstas se derivan del riego manual, que impedía controlar el flujo de agua de forma inmediata. Con esta información recabada de los perfiles se considera que las pruebas P1 y P2 son las que tuvieron un mejor comportamiento de acuerdo con las variables de control, sin embargo, más adelante se muestran los análisis de calidad de la composta, en donde fueron evaluados los resultados con el fin de establecer cuál de las pruebas sería considerada para el escalado en el ensayo E3.

### 3.2.4.2 Ensayo E2: RSO, arcilla y lama.

En la Figura 3.6 y 3.7 se muestran los perfiles de temperatura, humedad y pH del E2.

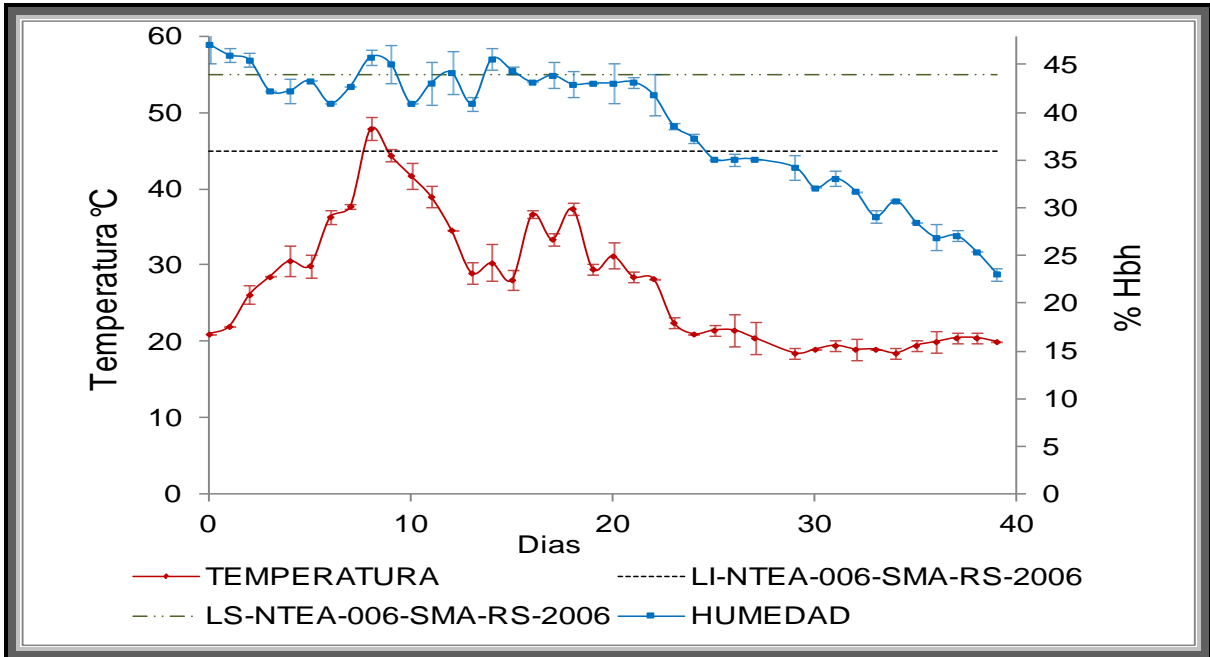


Figura 3.6. Perfiles de temperatura y humedad del Testigo O del E2.

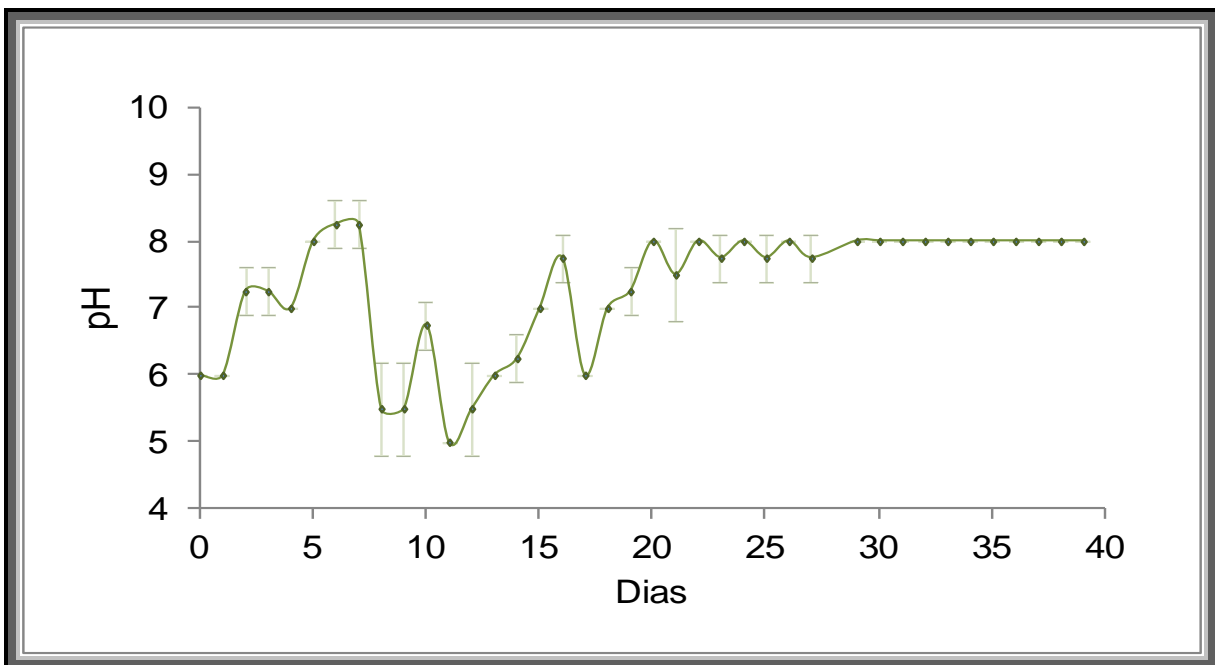


Figura 3.7. Perfil de pH del Testigo O del E2.

El Testigo O reportó temperaturas bajas siendo su valor máximo de 46.8 °C el cual descendió rápidamente, obteniendo un valor medio de temperaturas de 35.91 °C, lo cual resulta muy por debajo de los datos reportados en las pruebas del E1 con arcilla. Cabe señalar que durante la fase de mayor temperatura se encontraron los valores más elevados de humedad en esta prueba, estando en valores de 43% a 21.5% y con una media de 30.9% como se observa en la Figura 3.6. Para el pH tuvo valores de 6 al día cero, incrementándose a 7 al día 2 y variando constantemente en valores de 5 a 8 del día 7 al día 21, para finalmente estabilizarse en 8 a partir del día 22 hasta el final del proceso (día 39), como se muestra en la Figura 3.7.

Posteriormente se procedió a la elaboración de la P5 con una proporción de 70:30 RSO y arcilla respectivamente, de la cual se muestran sus perfiles en la Figura 3.8 y 3.9.

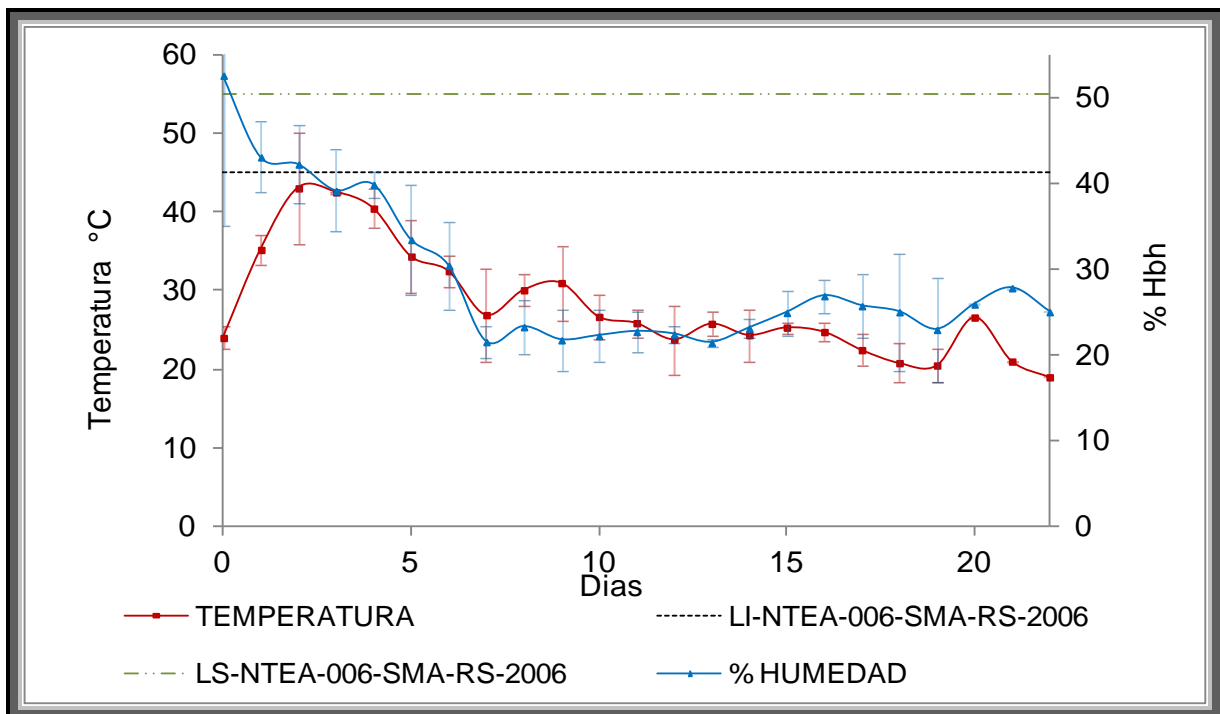


Figura 3.8. Perfiles de temperatura y humedad de la P5 del E2.

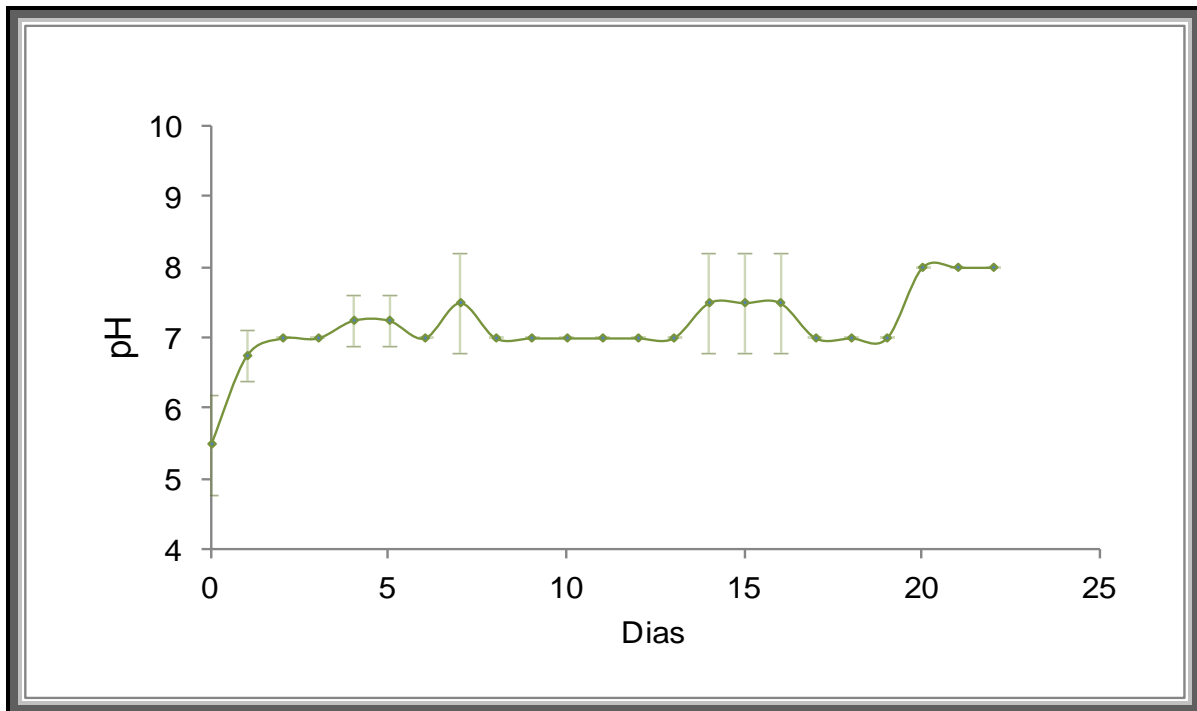


Figura 3.9. Perfil de pH de la P5 del E2.

Esta prueba tuvo una temperatura máxima de 43.03 °C al día 3, que posteriormente descendió a valores de 37 °C e inferiores culminando en 22 días, y teniendo un promedio en temperaturas altas de 34.22 °C; la humedad se encontró en valores de 43% a 33.4% en la etapa de mayor temperatura, con una media de 32.74% como se parecía en la Figura 3.8. En cuanto al pH visualizado en la Figura 3.9 se registró un valor inicial de 5.5 ascendiendo a 7 en el día dos, oscilando en valores de 7.0 a 7.5 hasta el día 19, al día 20 cambió a un valor de 8 manteniéndose así hasta el final (día 22).

Como se puede apreciar en ambas pruebas las temperaturas estuvieron por debajo de lo esperado y considerado en la normatividad mexicana, por lo que no se asegura la sanitización adecuada del material. Estas bajas temperaturas se atribuyen la composición de los RSO, ya que los residuos orgánicos frescos contienen carbono enlazado en azúcares, almidón ó proteínas simples que se encuentran en los residuos de frutas y vegetales, es decir, se tiene más carbono en comparación con



las pruebas del E1, éste aumento va a requerir un mayor número de generaciones de microorganismos, por lo tanto, el tiempo de la biodegradación del material a compostar será también mayor, y de igual manera, al ver poca actividad microbiana las temperaturas se verán disminuidas, tal efecto fue el que se observó en esta dos pruebas. De igual modo la gran cantidad de RSO presupone un mayor porcentaje de humedad derivado de la misma naturaleza de los residuos que en su mayoría están compuestos por agua en su estructura, factor que también influyó en las bajas temperaturas.

Por tal razón se reconsideraron las proporciones de los materiales de partida, de tal modo que se adicionó biosólidos a la mezcla, dado que de acuerdo con los resultados positivos obtenidos en el ensayo E1 y la cantidad de nitrógeno adicional que aporta éste material, la relación C/N en la mezcla se incrementa, al igual que la carga microbiana, lo que afecta directamente a la actividad microbiológica del proceso y por lo tanto estimula la elevación de la temperatura.

Para ello, primero fue preciso definir la cantidad de biosólido, se probaron proporciones de 10, 20 y 30% biosólido, identificándose de la siguiente manera: P9, P10 Y P11 respectivamente, como se muestra en la Tabla 3.5.

Tabla 3.5 Proporciones de pruebas P9, P10 y P11 del E2.

PILA	RSO %w/w	BIOSÓLIDO %w/w	ARCILLA %w/w
P9	60	10	30
P10	50	20	30
P11	40	30	30

Posteriormente se prosiguió a la elaboración de las pilas siguiendo la misma metodología que en las pruebas anteriores. Los perfiles de temperatura, de dichas pruebas se muestran en las Figura 3.10.

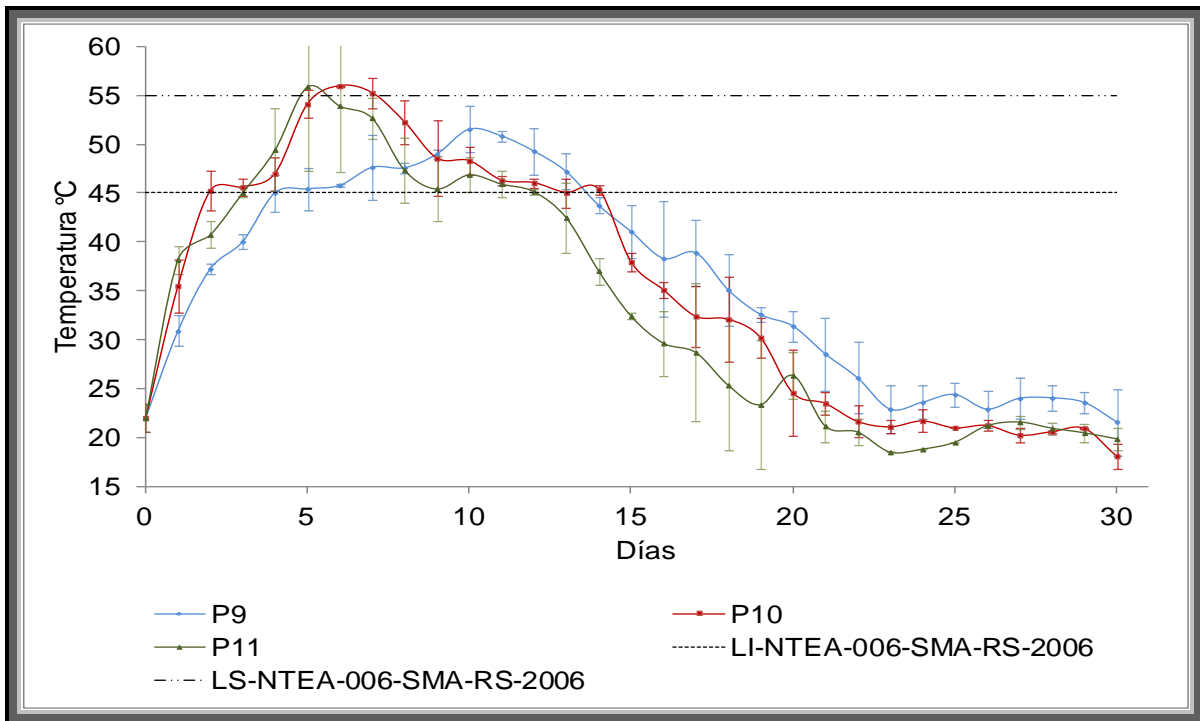


Figura 3.10. Perfiles de temperatura del E2: P9, P10 y P11.

De éstas pruebas se observó una elevación significativa de las temperaturas en relación con las pruebas anteriores como se muestra en la Figura 3.10, teniendo que en la P9 el valor máximo de 51.6 °C y 50.90 °C en los días 10 y 11, en la P10 fue de 56 °C en el día 6 y 55.2 °C en el día 7, en la P11 fue de 55.9 °C en el día 5 y 54 °C en el día 6; las temperaturas termófilas medias fueron de 47.95 °C, 48.85 °C y 48.79 °C respectivamente; en comparación con la NTEA-006-SMA-RS-2006 se tiene que la prueba P10 es la que mejor se apega a dichos parámetros con 12 días consecutivos con temperaturas mayores a 45 °C. En comparación con el Testigo O se aprecian cambios en el perfil lo que indica que existe un beneficio adicional al incorporar el biosólido al proceso. En cuanto al pH los perfiles de cada prueba se muestran en la Figura 3.11.

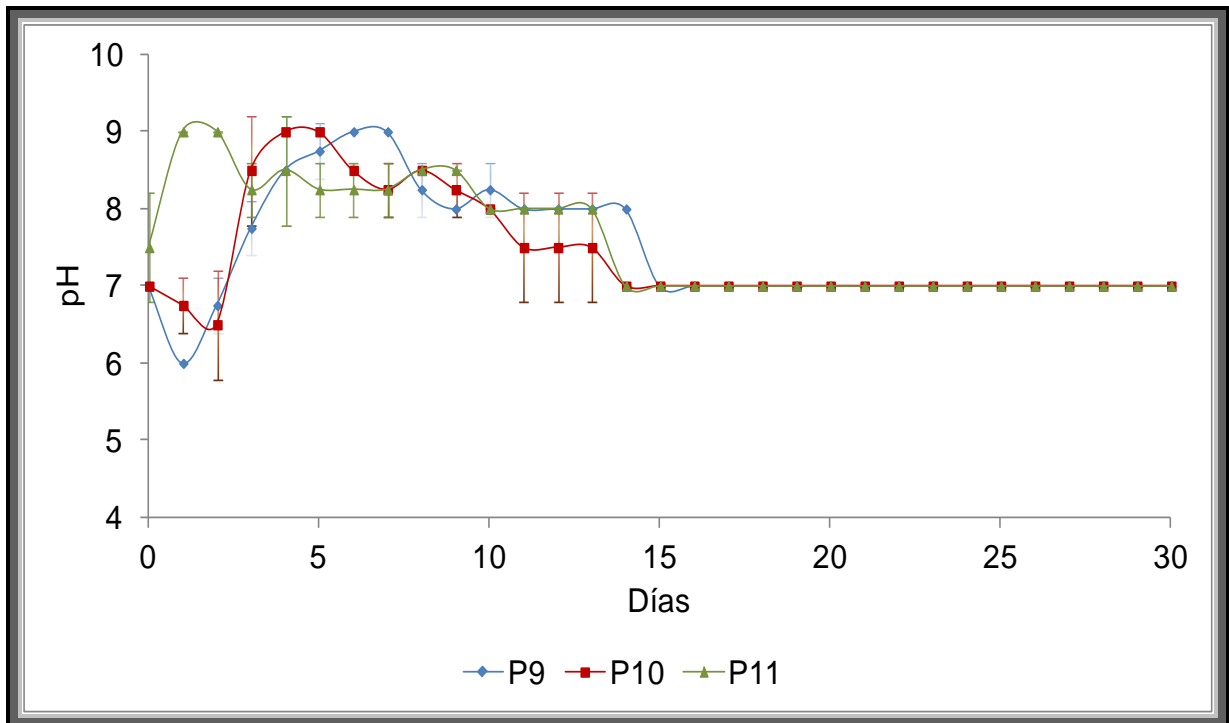


Figura 3.11. Perfiles de pH del E2: P9, P10 y P11.

Al día cero se registraron valores de 7.0 para las P9 y P10, y la P11 con 7.5, descendiendo al día 1 a valores de 6.0 y 6.8 para las P9 y P10 respectivamente, la P11 no registro valores ácidos como la P9 y P10, elevandose rápidamente a valores de 9.0 lo cual se explica por su mayor proporción de biosólidos, dado que al aumentar la actividad microbiana en la degradación de las proteínas se forma el sistema amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) -amoniaco ( $\text{NH}_3$ ) incrementando el pH a valores cercanos a 9.24 (Castrillón *et al.*, 2006). Culminando en valores de 7 en las tres pruebas.

Los perfiles de humedad se muestran en la Figura 3.11. Para dichas pruebas se tuvieron mayores porcentajes de humedad al inicio entre 40 y 47% H<sub>2</sub>O dado que se trata de materiales que en su composición estructural tienen un alto contenido en agua (75-95% dependiendo del material orgánico de que se trate), sin embargo, son porcentajes adecuados para el desarrollo microbiológico.

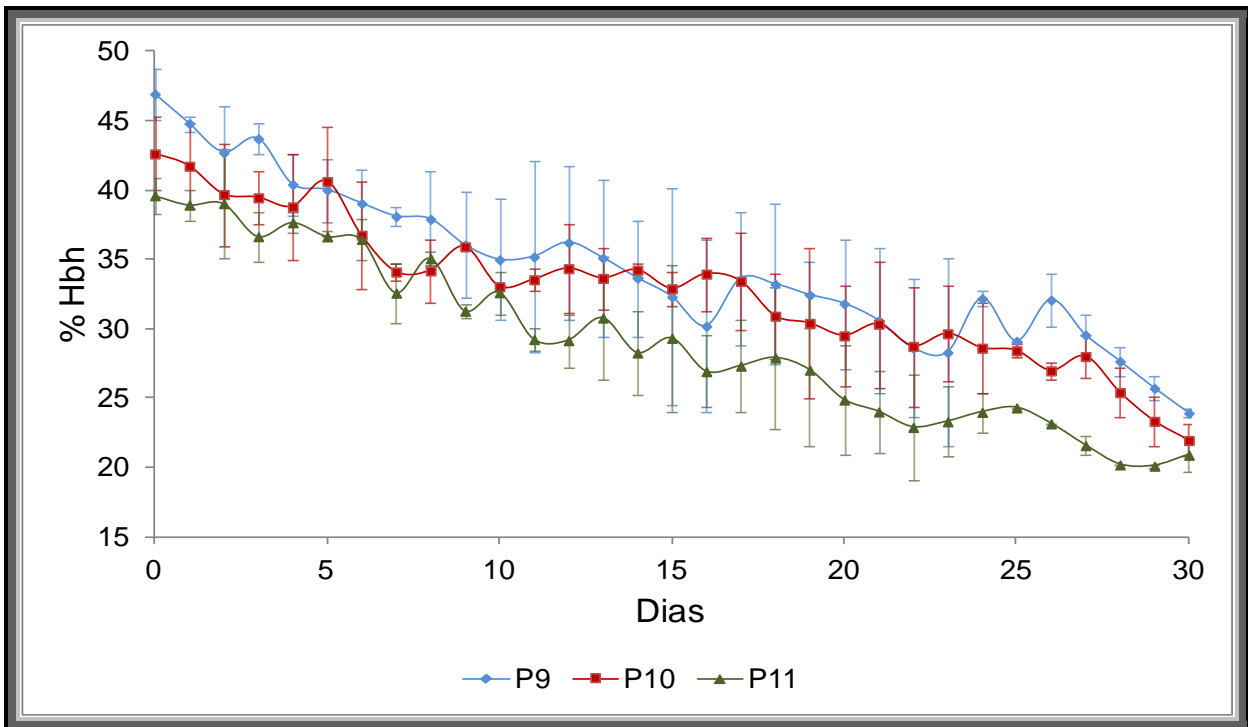


Figura 3.12. Perfiles de humedad del E2: P9, P10 y P11.

En la etapa termófila los perfiles de humedad en las 2 primera pruebas no tuvieron diferencias significativas reportando medias de 37.29 y 36.02% Hbh para P9 y P10 respectivamente, la P11 tuvo un valor promedio de 33.73%, mas bajo en comparación con las otras pruebas, esto debido a la mayor proporción de biosólidos el cual da una capacidad higroscópica mayor, aumentando su requerimeinto de agua. Las pruebas finalizaron con un porcentaje de 22 a 24% como se observa en la figura.

Una vez finalizado el proceso de degradación, se procedió a realizar los análisis de calidad para determinar cuál de las proporciones de biosólidos (10%, 20% ó 30%) sería empleada en las pruebas posteriores, obteniendo los resultados mostrados en la Tabla 3.7.

Tabla 3.6. Análisis de calidad de las pruebas P9, P10 y P11.

PARÁMETRO	MO	COT	N	C/N	P	K/Na	pH	
NORMA	<sup>a</sup> NMX-AA-021-1985		<sup>a</sup> NMX-FF-109-SCFI-2008	<sup>b</sup> NTEA-006-SMA-RS-2006	<sup>a</sup> NMX-AA-094-1985	<sup>b</sup> NTEA-006-SMA-RS-2006		
ESPECIFICACIÓN	> 15%	No Aplica	1-4%	< 12	> 0.1%	> 2.5	6.5-8.5	
PRUEBAS	P9	10.8	6	0.72	8.01	0.2	4.7	7
	P10	8	4.5	0.79	5.43	0.01	6	7
	P11	8.3	4.6	0.9	4.92	0.15	5.5	7

Fuente: límites referenciados en <sup>a</sup>SCFI, 2008; <sup>b</sup>SMA, 2006.

Con estos análisis se observa que el aporte de nitrógeno fue directamente proporcional al incremento de biosólidos, aunque aún se encontraba bajo en comparación con lo especificado con la norma NMX-FF-109-SCFI-2008, sin embargo, se tenía que contemplar la contribución de la lama que se adicionaría en las pruebas posteriores. Se observó que al verse disminuida la cantidad de RSO la MO también tuvo el mismo efecto, lo cual se ve reflejado en la relación C/N; el aporte de nutrientes como fósforo y potasio no se vio afectado por las diferentes proporciones. En base a éstos resultados se seleccionó la proporción de 20% biosólidos correspondiente a la P10, dado que en conjunto con los perfiles de temperatura es la prueba que obtuvo los mejores resultados.

Para las pruebas posteriores se trabajaron las diferentes proporciones de lama (5, 10 y 20%). Quedando las proporciones como se muestra en la Tabla 3.7 y renombrando a las pruebas iniciales P6, P7 y P8 mostradas en el diagrama de flujo de la Figura 2.1 de la parte experimental como P12, P13 y P14 pero ahora adicionando el biosólidos.

Tabla 3.7. Proporciones del E2: pruebas P12, P13 y P14

PILA	RSO % w/w	BIOSÓLIDO % w/w	ARCILLA % w/w	LAMA % w/w
P12	45	20	30	5
P13	40	20	30	10
P14	30	20	30	20

Con dichas proporciones se procedió a la elaboración de las pilas de acuerdo a los lineamientos previamente establecidos y aplicados a las pruebas anteriores. En la Figura 3.13 se muestran los perfiles de temperatura del E2.

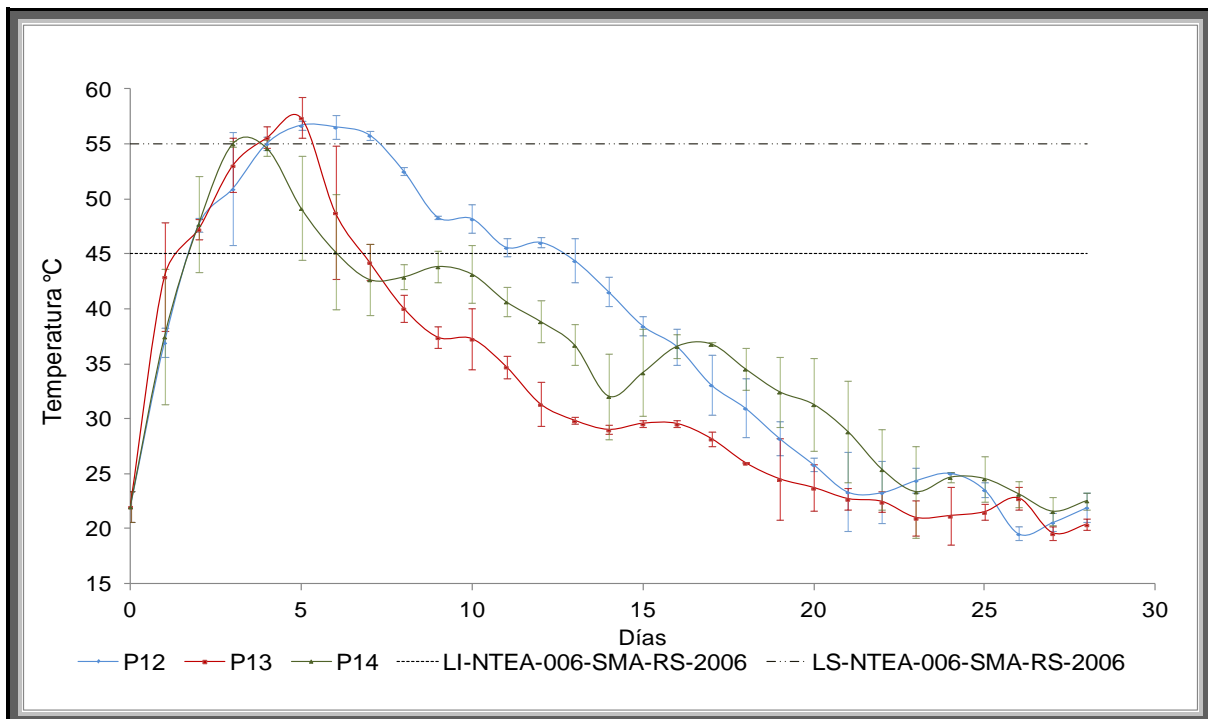


Figura 3.13. Perfiles de Temperatura del E2: P12, P13 y P14.

Se encontró que las temperaturas medias en la etapa termófila (mayor a 45 °C) de las pruebas fueron: 49.67 °C, 52.11 °C y 50.33 °C para la P12, P13 y P14 respectivamente. En cuanto a temperaturas mayores a 55 °C se tuvo que la P12 registró éstas temperaturas durante 3 días consecutivos del día 3 al día 6 del

proceso. La P13 tuvo una temperatura mayor a 55 °C durante 2 días (día 4 y 5) siendo de 55.6 °C y 57.4 °C.

La P14 solamente registró un día con temperatura de 55 °C. Por lo que el aumento en el porcentaje de lama fue inversamente proporcional a la temperatura, a partir de las proporciones mayores al 10%, ya que comparándola con la prueba P10 (20% biosólido, 50% RSO, 30% arcilla y 0% lama) se puede apreciar que la lama eleva la temperatura considerablemente de valores medios termófilos de: 48.85 °C (0%lama) a 51.22 °C (5% lama) y para temperatura mayores a 55 °C de 55.6 °C a 56.1 °C, aumentando al doble los días de permanencia en estas temperatura, lo cual permite asegurar la adecuada sanitización del producto, cabe resaltar que su incorporación mejoró el proceso en comparación con la pila Testigo O y tuvo un mejor comportamiento con una proporción del 5% lama.

En cuanto al pH los comportamientos de cada prueba son los que se observan en la Figura 3.14.

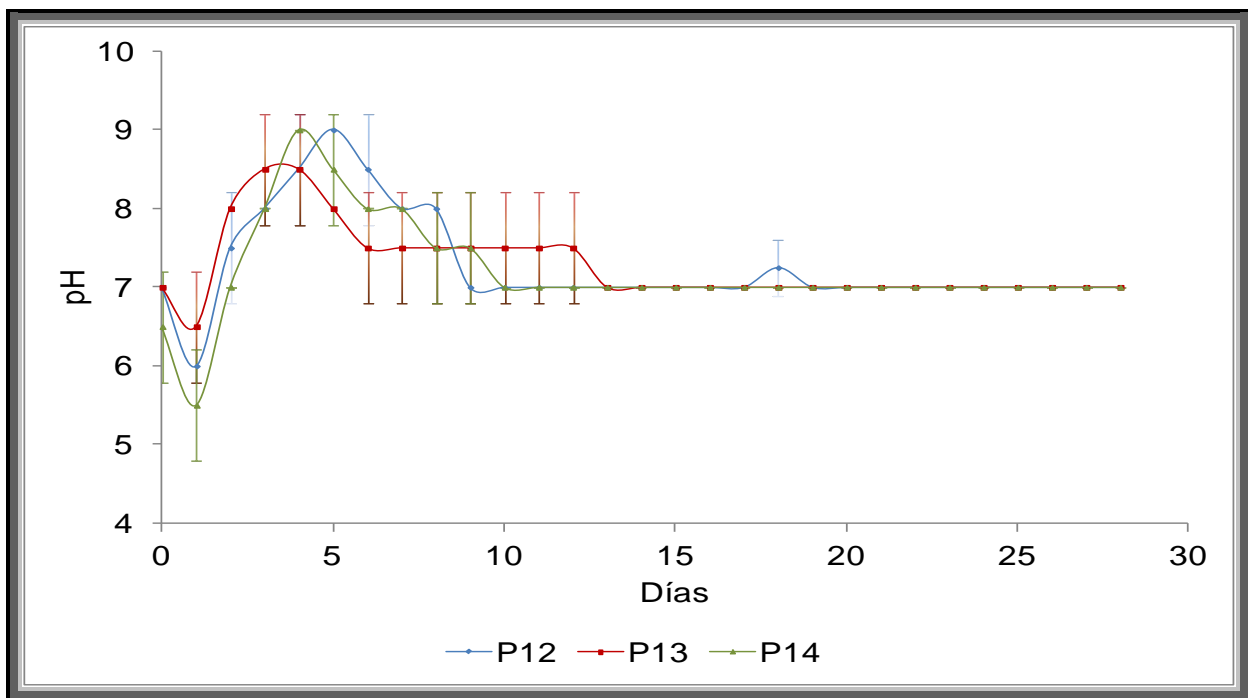


Figura 3.14. Perfiles de pH del E2: P12, P13 y P14.

Las pruebas tuvieron un comportamiento muy similar en el tiempo, encontrándose al inicio en valores de 7.0 y 6.5 para P14, descendiendo al día 1 a valores de 6.0 y 5.5 en coincidencia con lo publicado por otros autores (Boulter *et al.*, 2000; Cariello *et al.*, 2007), lo que indica la degradación de la materia orgánica que dio origen a la formación de ácidos orgánicos de cadena corta, también otros factores a considerar causantes de este efecto es la falta de oxigenación en periodos cortos (para éste caso períodos menores de 48 horas) y la elevación de la temperatura, lo que se conoce como condiciones temporales de anaerobiosis (Beck-Friis *et al.*, 2001; Íñiguez, 2011) en la cual los ácidos orgánicos se forman durante la fermentación de la materia orgánica, generándose varias vías metabólicas para la producción de ácido, una de ellas es la fermentación por microorganismos anaerobios. El ácido acético es el producto principal de tales procesos, sin embargo, también se forman ácidos de cadena más larga tales como butírico, propiónico y el ácido láctico, éste último formado por las bacterias del ácido láctico, un grupo de anaerobios facultativos (Madigan *et al.*, 2004).

Enfors y Häggström (2000) reportan que el ácido acético además de producirse en condiciones anaeróbicas principalmente, también se puede producir cuando el oxígeno está presente, por ejemplo, cuando la *E. coli* se somete a altas concentraciones de glucosa, las bacterias absorben más glucosa de la que pueden oxidar aeróbicamente y en consecuencia se forma el acetato en lo que se denomina la vía metabólica de desbordamiento. Lo que indica que cuando al material de partida se le agrega una mayor cantidad de frutas (papaya, plátano, mango, entre otros) con alto contenido en almidones en el proceso de degradación se tiene una mayor concentración de glucosa.

En la Figura 3.14 se observa que después de 24 horas el pH se elevó a valores de 8.0 y posteriormente 9.0, esto es debido a que los ácidos orgánicos se degradan rápidamente en el proceso de compostaje, adicional al efecto causado por la adecuada aireación suministrada a la pila ya que como se reporta en la literatura a



mayor concentración de oxígeno, menor concentración de ácidos, con un aumento rápido de pH (Cariello *et al.*, 2007; Íñiguez, 2011). Una vez que la cantidad de sustrato es limitante, la actividad de las bacterias desciende y por lo tanto el pH se neutraliza lo cual también está correlacionado con el incremento del nitrógeno en forma de  $\text{NO}_3^-$  y también por la generación del  $\text{CO}_2$  formado durante la descomposición ya que una parte se emite a la atmósfera y otra se disuelve en el agua formando bicarbonatos y carbonatos los cuales tienden a neutralizar el pH. El producto final tuvo un pH neutro.

En cuanto a los perfiles de humedad se observa un comportamiento uniforme en las 3 pruebas como se aprecia en la Figura 3.15.

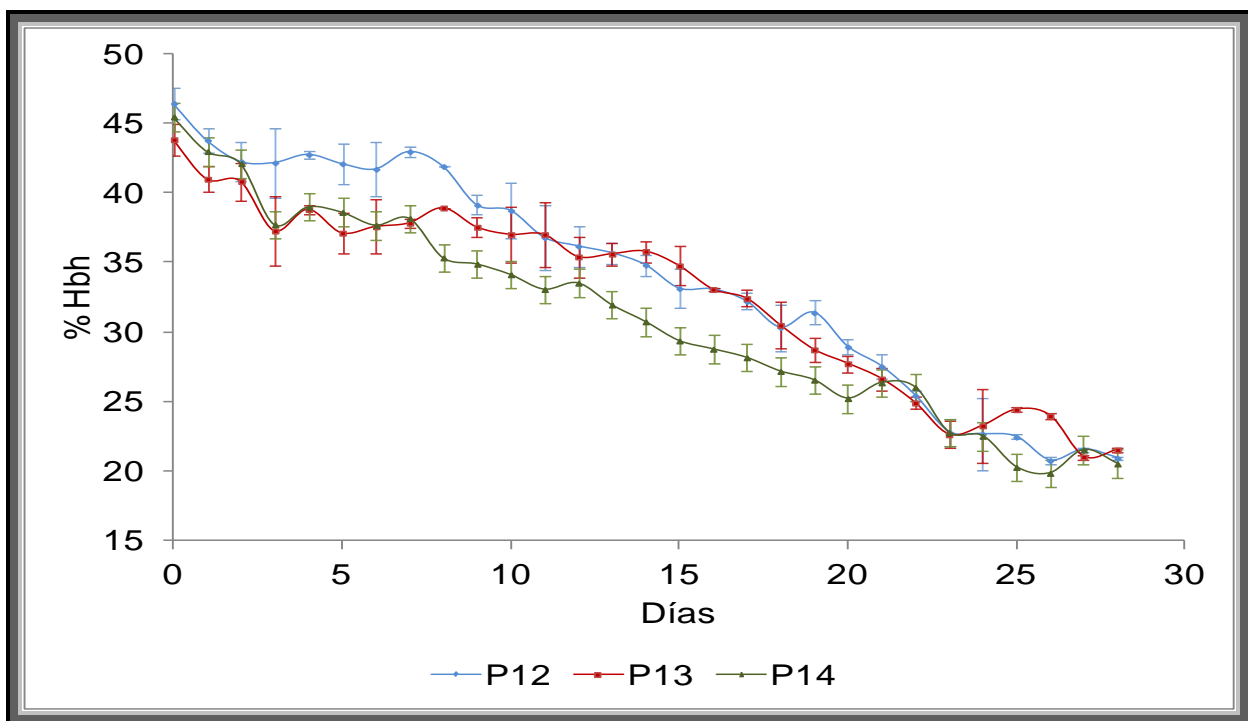


Figura 3.15. Perfiles de humedad del E2: P12, P13 y P14.

Se registraron porcentajes de humedades iniciales de 46.4, 43.8 y 45.5% Hbh para P12, P13 y P14 respectivamente. Disminuyendo gradualmente, teniendo un porcentaje promedio en la etapa termófila de 40.6, 38.3 y 39% Hbh respectivamente,

sin tener variaciones significativas entre dichas pruebas. Al final del proceso fue de 20.9% para P12, 21.5% para P13 y 20.5% para P14, resultados similares fueron obtenidos por Ho *et al.* (2010).

#### **3.2.4.3 Ensayo E3: Escalado biosólido, arcilla y lama.**

En éste ensayo se realizó el montaje de una prueba de 500 kg a partir de los resultados obtenidos en el E1 de las pruebas P1 a P4. Fueron comparados tanto los perfiles de temperatura, pH y humedad, así como los resultados obtenidos en los análisis de calidad, siendo las de mejor calidad la P2 y P3. La P2 tuvo una duración menor (21 días). En cuanto a la permanencia a temperaturas mayores a 55 °C la P2 estuvo por arriba de ese valor durante 5 días y la P3 durante 4 días, en cuanto al pH no hubo diferencias significativas encontrándose en valores de 8.3 y 8.2 respectivamente. Al final se obtuvieron valores de 24.7% en comparación con la P2 de 19.8%; estos parámetros indican una buena operación y control del proceso lo cual está relacionado con la frecuencia de aireación y adición de agua para ambas pruebas, sin embargo, es importante considerar las 24 horas de permanencia adicionales que tuvo la P2 a altas temperaturas, lo que asegura una mejor sanitización. De los análisis de calidad (mostrados más adelante en la Tabla 3.10) la P2 arrojó los mejores resultados, sin embargo, los valores obtenidos en la P3 también son considerados apropiados por lo que se consideró una proporción de lama intermedia entre ambas pruebas, realizándose el E3 con un 8% de lama y quedando las proporciones como sigue: 62% biosólido, 30% arcilla y 8% lama.

Se siguió la misma metodología de acondicionamiento, mezclado y montaje que las pilas anteriores. Los perfiles obtenidos del proceso se muestran en la dinámica de las Figuras 3.16 y 3.17.

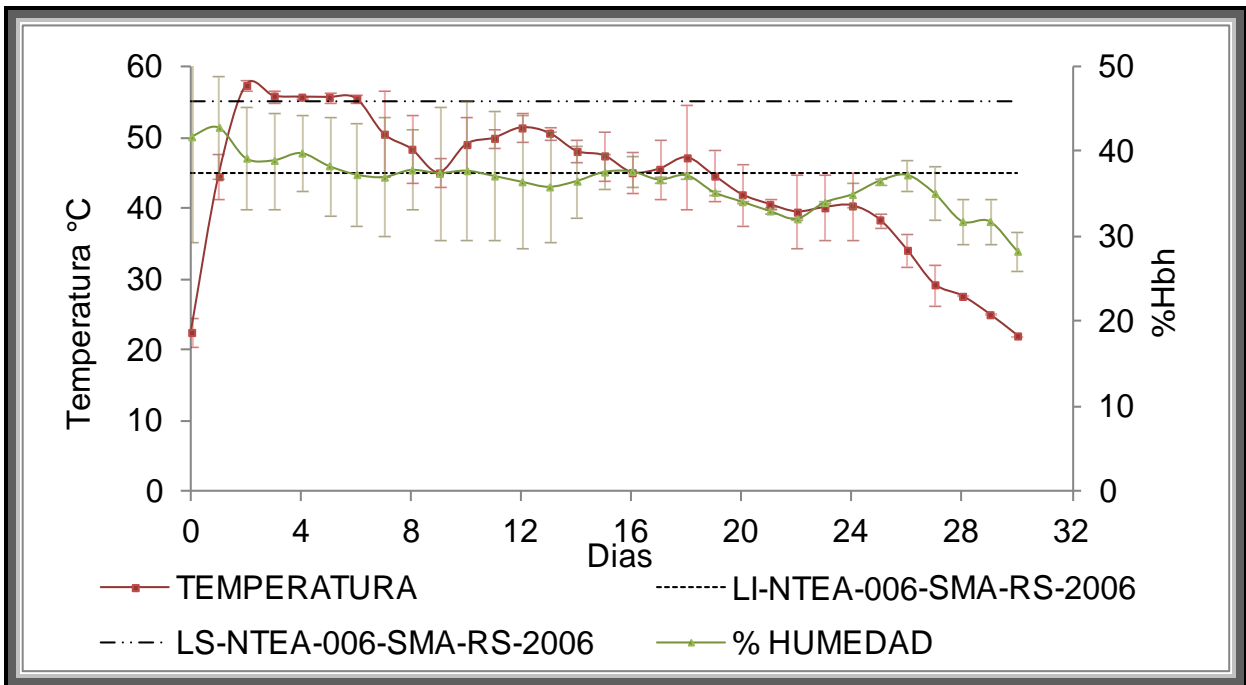


Figura 3.16. Perfiles de temperatura y humedad del E3.

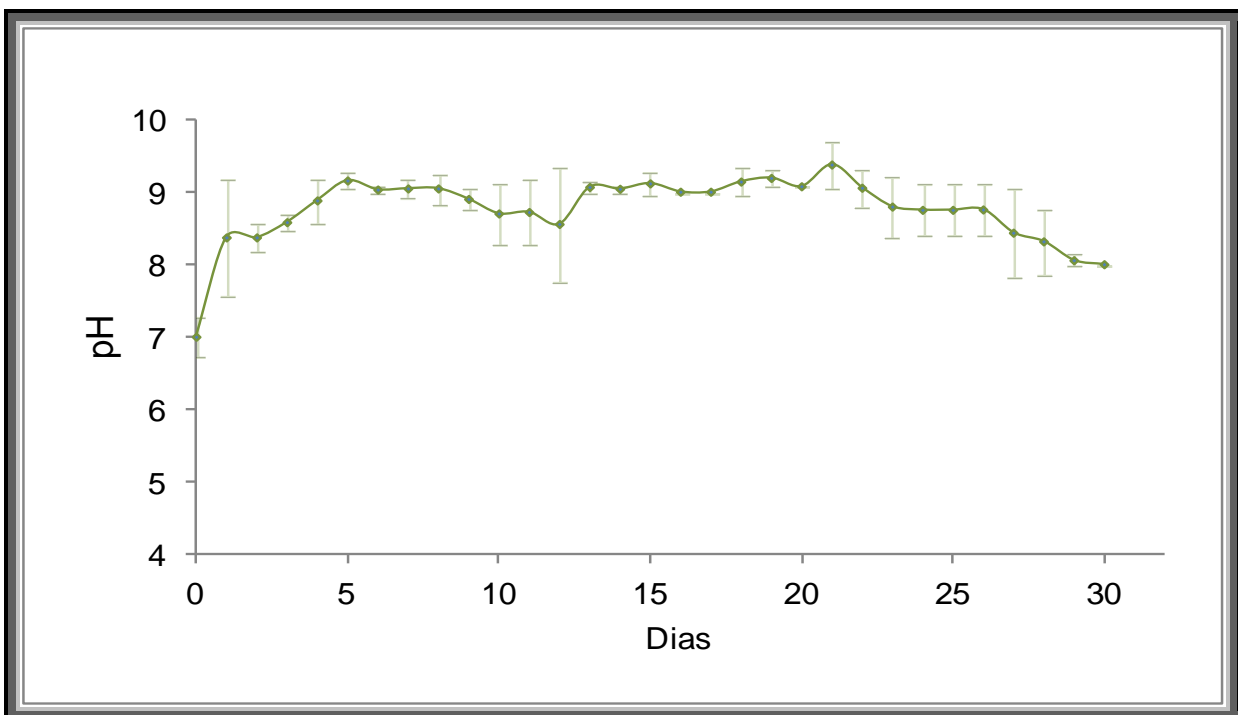


Figura 3.17. Perfiles de pH del E3.

Se registraron temperaturas mayores a 55 °C durante 5 días consecutivos del día 2 al día 6, y temperaturas mayores a 45 °C durante 17 días, finalizando en 30 días, teniendo una temperatura termófila media de 49.75 °C y una temperatura media máxima de 56.05 °C como se muestra en la Figura 3.16. El contenido de humedad al inicio del proceso fue de 41.8% al entrar a la etapa termófila tuvo una media de 37.39% finalizando en 28.3%. Se inició con un pH de la mezcla de 7.0 ascendiendo a valores de 9.0 permaneciendo así hasta el día 22, lo cual coincide con la etapa de mayor actividad microbiológica, posteriormente descendió nuevamente hasta finalizar en valores de 8.0 (Figura 3.16). El proceso tuvo una duración de 30 días.

#### 3.2.4.4 Ensayo E4: Escalado RSO, arcilla y lama.

Dado que en la P12 del E2 fue donde se obtuvieron los mejores resultados en los análisis de calidad así como un mejor comportamiento en las variables de control, fueron consideradas éstas mismas proporciones para el E4: 45% RSO, 30% arcilla, 20% biosólidos y 5% lama. Los perfiles de las variables de control se muestran en las Figuras 3.18 y 3.19.

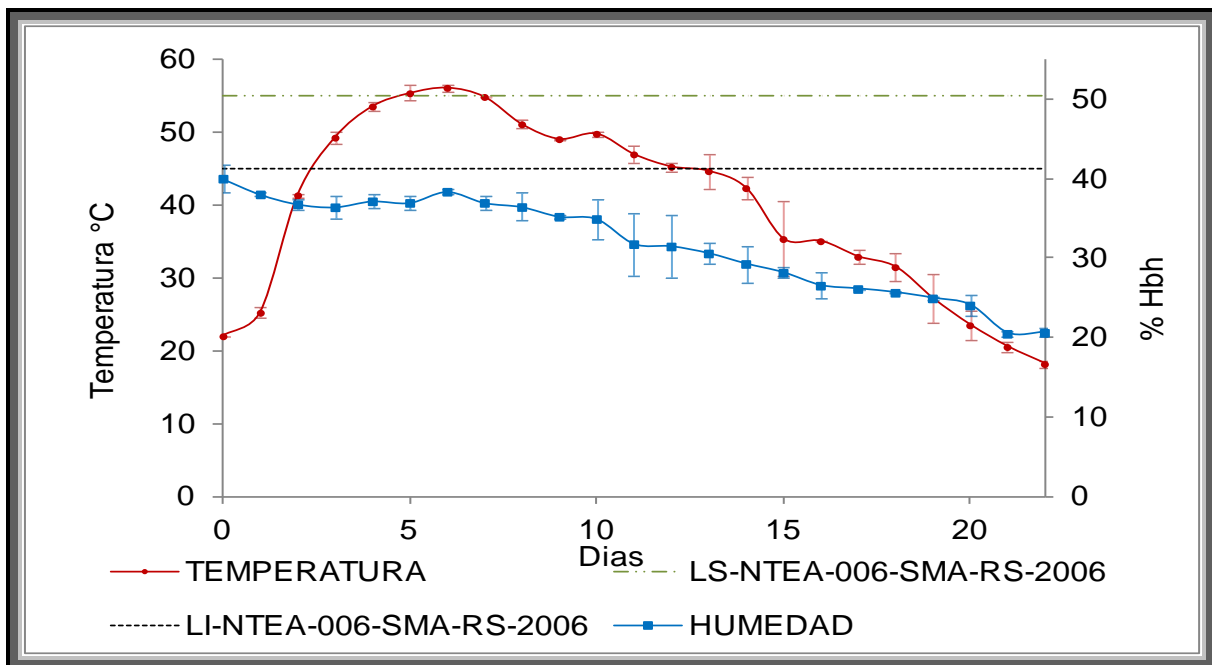


Figura 3.18. Perfiles de temperatura y humedad del E4.

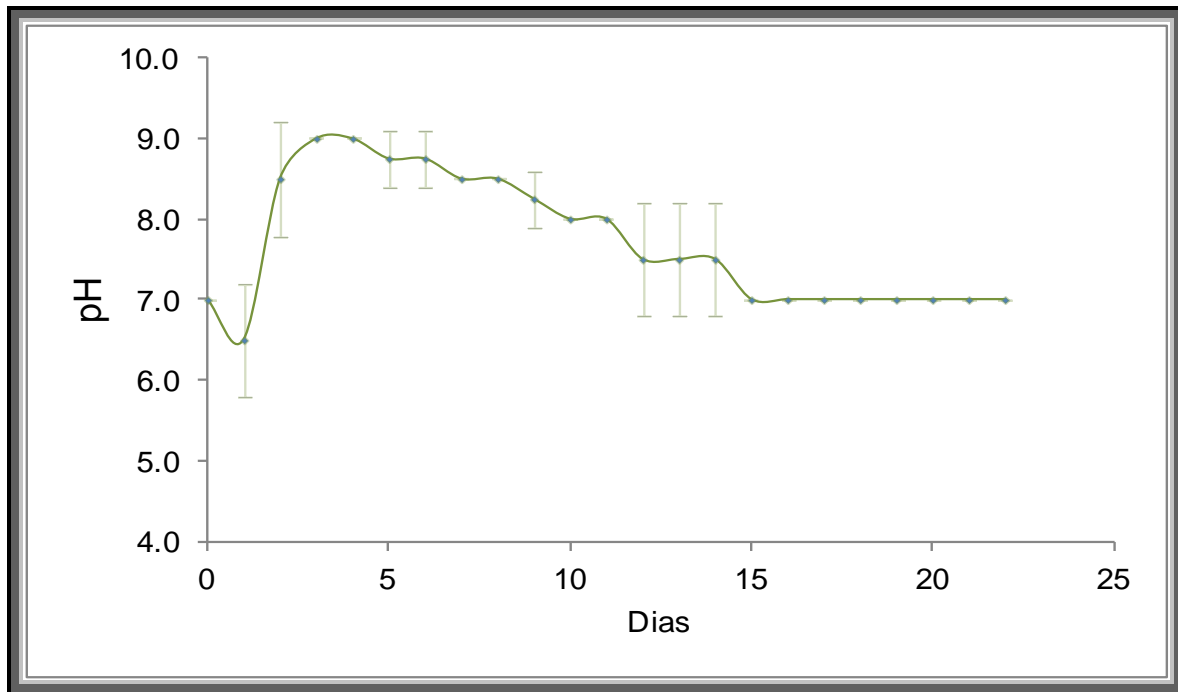


Figura 3.19. Perfil de pH del E4.

Como se visualiza en la Figura 3.18 las temperaturas alcanzadas fueron mayores a 55 °C durante 3 días consecutivos y temperaturas termófilas mayores a 45 °C durante 11 días consecutivos del día 3 al día 13. Teniendo una media máxima de 55.4 °C, llegando a temperatura ambiente y finalizando a los 24 días. Se inició con un porcentaje de humedad del 40% registrando una media de 37.4% en los días de mayor actividad y finalizando con 20.6% al día 22. En cuanto al pH se inició con un pH de 7.0 incrementándose rápidamente a 9.0, y registrando valores menores de 8.5 y 8.7 en los días de máximas temperaturas descendiendo a 7.0 al día 15 y finalizando con dicho valor (Figura 3.19).

### 3.3 ANÁLISIS DE CALIDAD DE LA COMPOSTA

Todos los cambios observados fueron el resultado de los procesos enzimáticos de los diferentes microorganismos aerobios presentes en cada pila, que conducen la

biodegradación por rutas metabólicas que permiten la obtención de un producto lo más apropiado para su uso como abono, pero en el menor tiempo posible (Fitzpatrick *et al.*, 1998; Riggle, 1993; Uicab *et al.*, 2003).

Existen varios parámetros que son indicativos de que el proceso de compostaje se ha llevado a cabo adecuadamente, en la presente investigación los parámetros de mayor interés para evaluar la calidad de la composta fueron los parámetros biológicos y fisicoquímicos como: los metales pesados, los cambios físicos, coliformes fecales, huevos de helminto, MO, COT, relación C/N, la relación K/Na y el P, que van dirigidos a evaluar el nivel de impurezas y contaminantes, su contenido en componentes agrónomicamente útiles (MO estabilizada y fitonutrientes), higienización correcta, aspecto y olor aceptables en el producto. Por lo que con éstos análisis se evaluaron principalmente: el contenido y estabilidad de la MO, los nutrientes que contenían los materiales compostados, la presencia/ausencia de contaminantes inorgánicos, así como la calidad biológica al evaluar la presencia/ausencia de patógenos.

### **3.3.1 Análisis microbiológicos**

En la mayoría de los casos los materiales a compostar incluyendo los biosólidos, pueden presentar virus, bacterias y patógenos como parte de su microbiota, por lo que fue preciso realizar análisis de Coliformes Fecales en base seca (CF bs) y Huevos de Helminto en base seca (HH bs) para demostrar la inocuidad del producto. En la Tabla 3.8 y 3.9 se muestran los resultados de los análisis realizados en el producto en comparación con la normatividad reguladora: NOM-004-SEMARNAT-2002 y la NTEA-006-SMA-RS-2006.

Tabla 3.8. Análisis microbiológico de CF en la composta

PARÁMETRO	MUESTRA	RESULTADO	LIMITES MÁXIMOS PERMISIBLES	
CF bs  UFC/g	Blanco	0	<sup>a</sup> NOM-004-SEMARNAT-2002. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos. CLASE A < 1 000 CLASE B < 1000 CLASE C < 2 000 000  <sup>b</sup> NTEA-006-SMA-RS-2006. Que establece los requisitos para la producción de los mejoradores de suelo elaborados a partir de residuos orgánicos ≤ 1 000	
	E1	TESTIGO B		0
		P1		0
		P2		0
		P3		0
		P4		0
	E2	TESTIGO O		0
		P5		0
		P9		4 500
		P10		0
		P11		0
		P12		0
		P13		0
		P14		0
	E3	E3		0
	E4	E4		0
	Blanco	0		

Fuente: <sup>a</sup>SEMARNAT 2002; <sup>b</sup>SMA 2006.

Los resultados mostraron crecimiento de colonias azules características de los coliformes fecales en la prueba P9, por lo que en dicha prueba no se tuvo una total eliminación de éstos patógenos al detectarse 4 500 UFC/g. De acuerdo a los perfiles de temperatura se tiene que esta prueba no alcanzó temperaturas mayores a los 55 °C y su temperatura termófila media fue de 47.95 °C durante 10 días, este efecto en la temperatura se debió a que en las pruebas P9, P10 y P11 se incorporó biosólido en proporciones de 10, 20 y 30% respectivamente los cuales al incrementarse aumenta la cuenta microbiana en el proceso, sin embargo, la concentración de RSO incremento la humedad siendo mayor en la P9 (47%Hbh) desfavoreciendo la actividad metabólica de los microorganismos y por lo tanto, que en esta prueba no se hayan alcanzado las temperatura necesarias para la sanitización del producto; sin embargo, comparado con las UFC iniciales del biosólido se aprecia una disminución significativa. En el resto de las pruebas se observa un cambio en la población de

dichos microorganismos al no haber crecimiento, lo que indica que el proceso en dichas pilas alcanzó las condiciones de temperatura apropiadas para su eliminación.

En base a la NOM-004-SEMARNAT-2002 las compostas resultantes con excepción de la P9 se encuentran catalogadas como clase A (para usos urbanos con contacto directo durante su aplicación y los establecidos para clase B y C). La P9 se clasificada como clase C (aprovechamiento en usos forestales, mejoramiento de suelos y usos agrícolas). Para la NTEA-006SMA-RS-2006 se encuentran dentro del límite establecido  $\leq 1\ 000$  UFC/g. Se puede ver claramente la amplia tolerancia de la NOM-004-SEMARNAT-2002 en comparación con la NTEA-006-SMA-RS-2006.

Tabla 3.9. Análisis microbiológicos de HH en la composta

PARÁMETRO	MUESTRA	RESULTADO	LIMITES MÁXIMOS PERMISIBLES	
HH bs*/g *viables	E1	TESTIGO B	<1	<sup>a</sup> NOM-004-SEMARNAT-2002. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximo CLASE A < 1 CLASE B < 10 CLASE C < 35  <sup>b</sup> NTEA-006-SMA-RS-2006. Que establece los requisitos para la producción de los mejoradores de suelo elaborados a partir de residuos orgánicos < 10
		P1	<1	
		P2	<1	
		P3	<1	
		P4	<1	
	E2	TESTIGO O	<1	
		P5	<1	
		P9	<1	
		P10	<1	
		P11	<1	
		P12	<1	
		P13	<1	
		P14	<1	
	E3	E3	<1	
E4	E4	<1		

Fuente: <sup>a</sup>SEMARNAT 2002. <sup>b</sup>SMA 2006.

Respecto a los análisis parasitológicos, el recuento de HH viables al final del proceso fue de cero en todas las pilas (Tabla 3.9), lo que resalta la acción sanitizante del compostaje, aun considerando que la carga inicial de dichos parásitos era baja en los



biosólidos, la eliminación se atribuye a las altas temperaturas alcanzadas y el tiempo de permanencia de las mismas durante el proceso.

### 3.3.2 Análisis fisicoquímicos

Los resultados de los análisis de las variables de respuesta fisicoquímicas se muestran en la Tabla 3.10 comparados con la normatividad mexicana aplicada.

Tabla 3.10. Caracterización de las pilas de compostaje.

PARÁMETRO		%MO	%COT	%N	C/N	%P	K/Na	pH
NORMA		<sup>b</sup> NTEA-006-SMA-RS-2006		<sup>a</sup> NMX-FF-109-SCFI-2008	<sup>b</sup> NTEA-006-SMA-RS-2006			
ESPECIFICACIÓN		> 15	*NA	1-4	< 12	> 0.1	> 2.5	6.5-8.0**
E1	Testigo B	10.35	6.00	1.46	3.79	0.20	9.00	8.5
	P1	11.40	6.15	1.50	4.30	0.24	13.00	8.2
	P2	12.70	6.85	1.00	7.00	0.26	10.90	8.1
	P3	10.90	5.95	1.50	4.20	0.23	6.30	8.2
	P4	11.10	6.00	1.50	3.90	0.26	5.40	8.4
E2	Testigo O	5.79	3.40	0.77	4.02	0.15	4.37	8.0
	P5	5.30	2.94	0.43	6.58	0.04	5.90	8.0
	P9	10.80	6.00	0.72	8.01	0.01	4.70	7.0
	P10	8.00	4.50	0.79	5.43	0.15	6.00	7.0
	P11	8.30	4.60	0.90	4.92	0.20	5.50	7.0
	P12	24.60	14.20	1.60	8.90	0.10	15.50	7.0
	P13	7.50	4.33	0.59	7.40	0.13	9.30	7.0
	P14	17.30	10.01	1.16	8.60	0.13	4.80	7.0
E3	E3	10.80	6.03	1.23	4.72	0.28	30.00	8.0
E4	E4	14.00	8.00	1.20	6.70	0.20	15.00	7.0

Fuente: Límites referenciados a <sup>a</sup>SCFI, 2008; <sup>b</sup>SMA, 2006. K/Na: relación Potasio-Sodio. \*NA: no se tiene límite establecido en la norma citada;\*\*El pH óptimo para sustratos orgánicos debe de ser entre 6.5 y 8.0 unidades, excepto que se trate de lodos biológicos estabilizados.

El contenido de MO en la composta es fundamental pues se considera como principal factor para determinar la calidad agronómica. Durante el proceso de compostaje la MO tiende a disminuir debido a la mineralización y a la consiguiente pérdida de carbono (C) en forma de CO<sub>2</sub>. Este descenso de MO transcurre en dos etapas, en la primera se lleva a cabo una rápida degradación de los polisacáridos a moléculas simples, algunas de las cuales se reagrupan para formar moléculas complejas dando lugar a los ácidos húmicos. En la segunda etapa, una vez degradados y consumidos los compuestos lábiles, otros materiales más resistentes como la celulosa, hemicelulosa y la lignina van a ser degradados lentamente y/o transformados, en compuestos húmicos, generalmente éstos no finalizan durante el tiempo que dura el compostaje (Manaham, 2007). Por lo que en los análisis realizados únicamente se cuantifica la degradación de la MO en la primera etapa correspondiente a las moléculas simples.

En el E1 se tuvo que las mejores pruebas fueron la P1 y P3 donde el porcentaje de MO fue de 12.7% y 11.4% respectivamente y para el escalado en E3 estuvo en 10.8%; el descenso de este parámetro en comparación con las otras pruebas se asocia con una mayor degradación de los materiales carbonáceos a moléculas simples. En el E2 las mejores pruebas fueron la P12 y la P14 con 24.6% y 17.3%, en comparación con el E1 se aprecian valores más altos de MO lo cual se debe a que en el E2 se tienen una mayor proporción de materiales lignocelulósicos por tratarse de residuos vegetales ricos en dicho componente a diferencia de los biosólidos en donde se encuentran mayoritariamente compuestos como polisacáridos, proteínas y grasas.

En el E4 se obtuvo un valor de 14% de MO, valor intermedio entre los valores de E1 y E2 debido al aporte tanto de biosólidos, los RSO y la lama. De acuerdo con Velasco (1983), las compostas van de ricas (desde 2.4% de MO) a extremadamente ricas (desde 11.5%), por lo que de acuerdo con los resultados obtenidos se tienen compostas ricas en MO, sin embargo, comparando con la NTEA-006-2006 las

mejores pruebas fueron las que contenían ambos materiales: biosólidos y RSO. La velocidad de transformación de la MO va a depender de los microorganismos que intervengan, de las condiciones fisicoquímicas del proceso de compostaje (humedad, pH, aireación y temperatura), así como del tipo de material compostado. En las diversas investigaciones realizadas por otros autores se encuentra una infinidad de materiales utilizados por lo que resulta incorrecto esperar resultados equivalentes en el producto.

El COT es un parámetro importante para calcular la relación C/N; en esta investigación se obtuvieron valores de COT de 5.95% a 6.85% para el E1; Torres, *et al.* (2007) reporta valores de 9.8% utilizando biosólidos con cachaza y Franco (2013) reporta 8.3% utilizando biosólidos. En el E3 se tienen un valor muy similar a las pruebas del E1 de 6.03% lo cual indica que no resulta afectado por el aumento de masa.

El parámetro más importante durante el proceso de maduración es la relación C/N, que engloba la cantidad de material carbonáceo y de nitrógeno asimilable, indispensables debió a que forma parte de dos de los nutrientes que definirán su uso como abono (Prescott y Klein, 2008; Torres *et al.*, 2007). Los microorganismos consumen las moléculas orgánicas (C) para obtener energía, mientras que el nitrógeno se emplea para crecimiento microbiano siendo fundamental en la síntesis de aminoácidos, ácidos nucleicos, enzimas y proteínas (Coyne, 2000). Los valores de relación C/N obtenidos en las diferentes pruebas y que se muestran en la Tabla 3.10 se encuentran dentro de la relación buscada en la presente investigación y que están dentro de lo indicado en la norma técnica NTEA-006-SMA-RS-2006.

En el E1 la relación C/N estuvo entre 3.79 para el Testigo O y de 7 para la P2, se puede observar como al sustituir una proporción de biosólidos por lama no afecta considerablemente al contenido de nitrógeno en la mezcla y por ende en el producto, pero si se ve afectado el contenido de COT ya que al adicionar la lama por su alta

carga microbiana se estimula la degradación de los elementos carbonáceos, que son fácilmente degradado por la microbiota, por lo tanto en éste ensayo la relación C/N se ve afectada por los cambios sufridos en COT.

En el E2 se puede apreciar el bajo aporte de los RSO de elementos nitrogenados registrando el valor más bajo la P5 con 0.43% y el testigo O 0.77%, sin embargo, al agregar e incrementar las proporciones de biosólido este valor también aumentó a proporciones de 0.72, 0.79 y 0.9% para las pruebas P9, P10 y P11 respectivamente, provocando una disminución de la relación C/N de 8.01, 5.43 y 4.92 para 10, 20 y 30% biosólido. En las pruebas donde posteriormente se adicionó la lama P12, P13 y P14 la relación C/N fue mayor debido a la cantidad de carbono y nitrógeno contenido en la lama siendo de 8.95, 7.4 y 8.6% respectivamente.

En el E3 se tuvo una relación C/N de 4.72 el cual se encuentra dentro de lo esperado en comparación con las pruebas preliminares del E1. En el E4 se tuvo una relación C/N de 6.7, teniendo un resultado conforme a lo esperado en relación a los valores obtenidos con anterioridad en el E2.

El P es el tercer elemento básico de las biomoléculas y esencial para el metabolismo, sin embargo es un recurso limitado en la mayoría de los suelos. La NTEA-006-SMA-RS-2006 especifica un valor  $>0.10\%$ . Los valores obtenidos en las pruebas del E1 fueron del orden de 0.20 y 0.26%, para el Testigo O y P2 respectivamente, estos valores se encuentran influenciados por la variación en las proporciones de los materiales. En el E2 se aprecian valores bajos de este nutriente en comparación con el E1 esto debido a que los biosólidos se caracterizan por ser ricos en este elemento en comparación con los RSO encontrándose en valores de 0.01 a 0.2% siendo el valor más bajo el de la P9.

Los valores obtenidos en los ensayos E3 y E4 fueron de 0.28 y 0.2% respectivamente, sin embargo, no existe mucha información en la literatura en donde

se reporten datos que puedan ser comparados sobre este nutriente, debido a la variedad de sustratos que son utilizados. En comparación con el E1 el E3 tuvo un mayor porcentaje de dicho nutriente; al igual el E4 con respecto al E2.

En las pruebas realizadas en los ensayos los valores de K fueron del orden de 0.4% a 1.9%, sin embargo, se reporta la relación K/Na dado que el sodio es considerado un importante competidor con dicho ión, si existe sodio intercambiable en las arcilla puede alcalinizar y provocar la sodificación de los suelos; en la DRX de la arcilla se detecto illita sódica y potásica  $(\text{Na,K})\text{Al}_2(\text{Si}_3\text{AlO}_{10})(\text{OH})_2$  y K-Na-Mg-Fe-Al-Si-O-H<sub>2</sub>O, y el feldespato calcosódico albita  $\text{Na}(\text{Bi}_3\text{Al})\text{O}_8$  por lo que era preciso conocer el contenido de sodio en la composta para evaluar su aporte a los suelos. La NTEA-006-SMA-RS-2006 establece una relación K/Na de 2.5, la relación más alta obtenida fue de 30 para el E3 y la más baja de 4.7 en la P9, todas por arriba de lo especificado en norma.

En relación al pH, el valor en los materiales por separado, así como en la mezcla en el día cero en todas las pruebas fue entre 6.5 y 8.0, valor recomendado para lograr un óptimo proceso de compostaje según Kiely (1999). Al finalizar el proceso todas las pilas tuvieron valores de 7.0 a 8.5 lo que de acuerdo con la NTEA-006-2006 es adecuado para sustratos orgánicos derivados de lodos estabilizados (biosólidos). En estos valores de pH se puede suponer una buena disponibilidad de la mayoría de los nutrientes principalmente N, P y K ya que de acuerdo con el diagrama de Troung los valores de pH en que se presenta la mayor asimilación de nutrientes en suelo es a valores de 6.0 a 7.5, y a valores de pH de 8.0 a 8.5 disminuye para el caso del N y P, no así para el K.

### **Análisis de metales pesados.**

Este análisis es importante cuando se requiere valorar el potencial riesgo ambiental y de salud asociado sobre todo con la utilidad de los biosólidos y su aplicación en suelos agrícolas. Para la presente investigación se consideraron las normas

mexicanas NOM-004-SEMARNAT- 2002 y la NTEA-006-SMA-RS-2006 como parámetros de referencia. En la Tabla 3.11 se muestran los resultados de las concentraciones en metales de las compostas. Se analizaron los metales Pb, Cr, Cd, Hg debido a que son los que se encuentra con mayor frecuencia en los biosólidos de las PTAR municipales, por su gran movilidad en los ecosistemas y su tendencia a bioacumularse y biomagnificarse, adicional a que el Pb, Cd y el Hg no tienen ninguna función biológica conocida y son altamente tóxicos.

Tabla 3.11. Metales pesados en composta

PARÁMETRO		METALES PESADOS				
		Pb	Cr	Cd	Hg	
UNIDADES		mg/kg en bs				
LIMITE MÁXIMO PERMISIBLE	<sup>a</sup> NTEA-006-SMA-RS-2006		5	5	1	NE*
	<sup>b</sup> NOM-004-SEMARNAT-2002	EXCELENTES	300	1 200	39	17
		BUENOS	840	3 000	85	57
Materia Prima	Biosólidos		9.15	21.28	0.5	0.94
PRUEBAS	E1	Testigo B	9.13	18.72	<0.1	0.95
		P1	2.5	1.55	<0.1	0.59
		P2	3	1.6	<0.1	0.92
		P3	1.3	1.2	<0.1	0.91
		P4	3	1.6	<0.1	0.76
	E2	P9	<0.50	0.9	<0.1	0.42
		P10	<0.50	1.0	<0.1	0.62
		P11	<0.50	1.2	<0.1	0.60
		P12	<0.50	1.1	<0.1	0.42
		P13	<0.50	1.0	<0.1	0.38
		P14	<0.50	1.0	<0.1	0.39
	E3	E3	<0.50	2.4	<0.1	1.43
	E4	E4	2.94	1.5	<0.1	0.35

Fuente: Límites referenciados a <sup>a</sup>SMA 2006; <sup>b</sup>SEMARNAT 2002. \*NE: No especificado en norma.

Al tener interacción con la MO de los RSO, arcilla y lama se tienen diferentes procesos que afectan su movilidad y biodisponibilidad. La dinámica en la composta puede ser por 3 vías: movilización por lixiviación, transferencia a la atmósfera por volatilización y retención por adsorción y complejación. Con respecto a la primer vía no se observó lixiviación, dado el control de la humedad en el proceso de forma constante, adicional a que por el tipo de materiales manejados (biosólidos deshidratados, arcilla y lama) se tienen una alta tasa higroscópica que impedía su lixiviación, sin embargo no se descartan pérdidas no detectadas en ésta forma debido a la gran movilidad de los metales analizados, en cuanto a la transferencia a la atmósfera por volatilización en este caso solo aplicable al Hg, pudo haber sido posible aunque mínimamente, dada la cantidad de reacciones que pueden llegar a suceder, de acuerdo con Coyne (2000) el Hg pueden ser volatilizados por *Echerichia coli* y *pseudomona aeruginosa*, por procesos enzimáticos. En cuanto a la adsorción y complejación García *et al.* (1995), Vaca *et al.* (2006), Singh y Kalamdhad (2012), entre otros, consideran que esto se explica por la formación de complejos metal-humus estable durante el proceso de compostaje siendo la vía de mayor predominio. De estas 3 formas de movilidad la lixiviación y la volatilización no fueron cuantificadas, para la retención de metales por adsorción y complejación, se realizó la extracción por digestión ácida determinando los metales totales por adsorción atómica conforme al procedimiento establecido en el anexo VI de la NOM-004-SEMARNAT-2002.

En cuanto a la biodisponibilidad, para saber si los metales se encuentran disponibles y que tienen un potencial de toxicidad alto, diferentes autores consideran necesario un estudio de especiación (González *et al.*, 2009; Pérez-Cid *et al.* 1999; Rauret *et al.* 2000; Tokalioglu *et al.* 2000) siendo recomendable hacer una extracción secuencial BCR (Community Bureau of Reference), ya que la concentración total de metales obtenidos después de una fuerte digestión ácida de la muestra es útil como un indicador global de la contaminación, pero no proporciona información sobre el riesgo de la biodisponibilidad, que depende de su forma química (Singh y Kalamdhad, 2012;

Venkateswaran *et al.*, 2007; Walter *et al.*, 2006). Amir *et al.* (2005), Ho (2010), He *et al.* (2009) y Zorpas y Loizidou (2008) observaron la concentración de los metales pesados mediante el procedimiento BCR en el compostaje, encontrando que una gran proporción de éstos se asocia a la fracción residual (70-80%). Por lo que la distribución de los metales pesados y su biodisponibilidad muestran cambios durante el compostaje dependiendo del metal en sí y las propiedades fisicoquímicas del medio. Las fracciones biodisponibles de estos elementos disminuyen, por lo que la movilidad de las fracciones de metales es poco predecible a partir del contenido total. La mayor proporción de metal es encontrado en la fracción residual y fracciones más resistentes a la extracción que indican que los metales están en formas más estables y por lo tanto no disponibles para la absorción por las plantas.

Debido a que el principal objetivo de la investigación era el tiempo de compostaje, no se realizó este procedimiento, sin embargo, era preciso su conocimiento para así tener presente los cambios de los metales en el proceso de compostaje. También para poder comprender las variaciones en las concentraciones finales de los metales, dado que de acuerdo con dichas investigaciones al finalizar el compostaje generalmente la fracción más predominantes es la residual.

En las pruebas se observa que las concentraciones de los metales analizados no rebasan las concentraciones máximas establecidas en la norma NOM-004-SEMARNAT-2002, siendo catalogadas como excelentes, sin embargo para la NTEA-006-SMA-RS-2006 el biosólido como materia prima de inicio rebasa este límite al igual que el Testigo B del E1, en las demás pruebas se encontraron por debajo del límite establecido en dicha norma, siendo los metales que presentaron las concentraciones más altas el Pb y el Cr y las más bajas estuvieron asociadas con el Hg y el Cd. Resultados similares en cuanto a los cambios en las concentraciones fueron encontrados por Vaca *et al.* (2006) quienes realizaron la caracterización de la materia orgánica soluble y de los ácidos húmicos en suelo acondicionado con lodo residual fresco ó compostado, realizaron el análisis de metales pesados en ambos



materiales encontrando para el Pb en lodo fresco una concentración de 78.7 mg/kg y para la composta de 112.4 mg/kg; para el Cd en el lodo fresco de 31.7 mg/kg y para la composta no fue detectado.

Los resultados muestran una aparente disminución en la concentración de los 4 metales, sin embargo, esto se atribuye posiblemente a varios factores: el principal es que las proporciones de biosólidos en las pruebas son variables y disminuyen de una prueba a otra, por lo que el aporte de metales también se ve afectado. De igual manera el contenido de arcilla en la matriz de la composta tiene una alta influencia en las formas de los metales como lo reportan Usman *et al.* (2004), quienes encontraron que la adición de minerales de arcilla especialmente Na-bentonita y Ca-bentonita tienen efectos en la capacidad de extracción de metales pesados contenidos en suelos que fueron utilizados como depósitos de biosólidos, encontrando que con la adición de la arcilla las formas intercambiables de Cd decrecieron en un 38% a un 32%. Bell *et al.* (1991) y Gray *et al.* (1998), reportaron que la MO del suelo es importante en el control de la adsorción y desorción de Cd. Estos resultados coincide con los de McBride *et al.* (2000), quienes encontraron que los metales pesados son fuertemente retenidos en los biosólidos, que tiene un alto contenido de materia orgánica. La disminución en las formas intercambiable de los metales tratados con minerales de arcilla fueron mayores que sin minerales de arcilla, reduciéndose para el Cd de 75 a un 25%, por lo que tienen un fuerte efecto sobre la disminución de metales pesados extraíbles. También encontraron que la toxicidad de los metales disminuye con el aumento en la mineralización, el C orgánico, la biomasa microbiana y el N inorgánico, en comparación con el suelo sin tratar, por lo que el uso de arcilla es un método prometedor para la reducción de la capacidad de extracción y posiblemente, la biodisponibilidad de los metales pesados de los biosólidos y por lo tanto también para la remediación de suelos.

### 3.3.3 Parámetros físicos: olor, coloración, apariencia y volumen

Las pilas de compostaje sufrieron una descomposición similar con respecto al tiempo transcurrido observándose diferentes cambios físicos, por lo que se realizó una valoración sensorial, observando: textura, color, olor, reducción en peso y apariencia; dichos cambios derivados de la actividad microbiana lo cuales mediante los procesos enzimáticos de su metabolismo descomponen los compuestos orgánicos de los residuos, por lo que éstos cambios proporcionan información acerca de la estabilidad del producto algunos de éstos cambios observados se enlistan en la Tabla 3.12.

Tabla 3.12. Apariencia final de la composta

PARÁMETRO	OBSERVACIÓN
Textura	Granular fina
Color	Marrón
Apariencia	Porosa
Peso	Reducción $\dot{x}$ =70%
Olor	Suelo húmedo

Los materiales de inicio que tenían una textura granular gruesa debido a su molienda, se fueron transformado hasta observar una textura granular fina y uniforme, similar a la de un suelo vegetal ó tierra negra, en el cual ya no se distinguen los compuesto iniciales como se aprecia en la Figura 3.17.



Figura 3.20. Textura granular fina de la composta

El color cambió del negro característico de los biosólidos a color marrón, tanto para las pilas de biosólidos como las de RSO, lo que indica la estabilidad del producto, al igual el olor de los biosólidos y RSO fueron desapareciendo gradualmente, no se percibieron aromas azufrados (compuestos reducidos de azufre) causados por degradación anaerobia, al final se percibió un olor a suelo húmedo, característico al que producen los *Streptomyces* al contacto con el agua, lo que indica un adecuado funcionamiento del proceso y estabilidad en el producto; de acuerdo con Íñiguez (2011) en un sistema de compostaje bien hecho no se deben producir olores ofensivos, aunque esto no quiere decir que esté libre de olores, más bien sirve para detectar problemas potenciales conforme avanza el compostaje; la ausencia de olores también indica que el tamaño de poro de los materiales, la humedad incorporada a las pruebas, así como la frecuencia de aireación fueron las correctas. No se observaron, ni se percibieron olores de lixiviados en las pilas por lo que la reducción de peso se asocia con la mineralización de la MO y la volatilización de gases por descomposición. Las fotografías de la Figura 3.18 muestran el cambio que ocurrió en los materiales, la Figura 3.18 a) corresponde a la P1 recién hecha donde se observa un color negro y textura granular gruesa. La Figura 3.18 b) es el último día del compostaje de la misma prueba apreciando un cambio en el color a marrón oscuro y con apariencia porosa.



Figura 3.21. Evolución del compostaje. Cambios físicos: a) inicio; b) término.

Los cambios observados fueron resultado del control del proceso, así como de las proporciones de los materiales utilizadas en cada prueba. La dosis de agua adicionada en el riego y la frecuencia de aireación establecidas fueron las indicadas evitando la anaerobiosis, ya que como lo reportan diversos autores lo importante no es biodegradar, sino poder conducir la biodegradación por rutas metabólicas, que permitan la obtención de un producto final lo más apropiado posible para su uso como abono, pero en el menor tiempo posible (Fitzpratic, 1998; Medina-Moreno *et al.*, 1999 citados por Uicab y Sandoval, 2003; Riggle, 1993).

## CONCLUSIONES

En las pruebas realizadas se logró finalizar el proceso de compostaje en un tiempo menor a 30 días. Cumpliendo el objetivo de la investigación de obtener composta con una relación C/N entre 4 y 8, con tiempo de proceso menor a 3 meses, partiendo de biosólidos y RSO de origen municipal.

Bajo las condiciones de proceso establecidas el compostaje de biosólidos con las proporciones de 62% biosólidos, 30% arcilla y 8% lama, fue donde se obtuvo los mejores resultados tanto en el control de las variables de proceso como en la calidad del producto.

Para el compostaje de RSO de origen municipal las mejores proporciones de los materiales fueron: 45% de RSO, 20% de biosólidos, 30% de arcilla y 5% de lama, lo que se reflejó en la uniformidad de los perfiles de las variables de proceso y en la calidad del producto.

En las pruebas realizadas se alcanzaron temperaturas que permitieron eliminar las colonias de microorganismos patógenos del grupo coliformes fecales y de parásitos (huevos de helminto viables). Por lo que el producto se encuentra catalogado como clase A en base a la NOM-004-SMA-2002 y da cumplimiento a la NTEA-006-SMA-RS-2006, con excepción de la P9.

Se pudo constatar que tanto los RSO como los biosólidos constituyen una fuente importante de: carbono, nitrógeno, fósforo y potasio indispensables para el desarrollo microbiano; por lo que el producto obtenido es apropiado como abono orgánico.

En cuanto a la presencia de metales pesados, las compostas se encuentran catalogadas como excelentes, de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002 y dan cumplimiento a la NTEA-006-SMA-RS-2006.

Se obtuvo una reducción en peso de los biosólidos y RSO en aproximadamente un 70%, lo que permitió utilizar un área menor para almacenamiento del producto, así como la valoración de los residuos, por lo que la investigación muestra la viabilidad de esta alternativa de tratamiento.

Se observaron pérdidas de nitrógeno en forma de amoníaco en el proceso de compostaje siendo más importantes en las pruebas que tuvieron mayor concentración de biosólido.

## RECOMENDACIONES

Se recomienda la evaluación de otros materiales que puedan mejorar la relación C/N inicial para una menor pérdida de N en forma de  $\text{NH}_3$ , o bien la implementación al proceso de un mecanismo de recuperación y aprovechamiento de dicho compuesto.

Para poder aplicar los biosólidos compostados en suelo es necesario que los elementos potencialmente tóxicos (metales pesados) se presenten en formas insolubles y que bajo las condiciones del suelo (pH, tipo de suelo), no tengan posibilidad de solubilizarse, para ello se recomienda realizar la especiación de dichos metales para conocer las concentraciones de las formas disponibles y determinar su uso, así como asegurar que las concentraciones totales permitan clasificarlos como clase A por la normatividad mexicana y hacer análisis continuos vigilando siempre su permanencia dentro de los límites establecidos.

Antes de establecer un sistema de uso en suelos es recomendable complementar los datos de laboratorio con información sobre el entorno natural al que se desea aplicar realizando experimentos en invernadero y/o en campo.

Para su uso, se recomienda calcular la dosis óptima de composta y los lapsos de aplicación mediante las formulas establecidas por la Comunidad Europea.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adnan, A., Mavinic, D. S. y Koch, F. A. 2003. Pilot-scale study of phosphorus recovery through struvite crystallization - examining the process feasibility. *Journal of Environmental Engineering and Science*. 2: 315–324
- Almanza M., Fernández M., Valero J., López M., y Soliva M. 2007. Velocidad de mineralización del estiércol vacuno según su estabilidad. *Revista Residuos ganaderos*. 30-36.
- AMAE (Asociación Mexicana de Agricultores Ecológicos). 1992. Asociación incorporada a la Federación Internacional de Movimientos de Agricultura Orgánica (IFOAM). UCIRI, ISMAM, Universidad de Chapingo, Coalición de Ejidos de la Costa Grande de Guerrero, Asociación DANA y Maderas del Pueblo. Consultado en <http://www.somexpro.org> el 15 de diciembre de 2012.
- Amir S., Hafidi M., Merlina G. y Revel J. C. 2005. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. *Chemosphere* 59. 801-810.
- Annabi M., Le B. Y., Le Villio–Poitrenaud M. y Houot S. 2011. Improvement of soil aggregate stability by repeated applications of organic amendments to a cultivated silty loam soil. *Agriculture Ecosystems and Environment*.9. 144-382.
- APHA/AWWA/WPCF.1998. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 1998.
- Atlas R.M. y Bartha R. 2006. Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental. En: Aspectos ecológicos en el control del biodeterioro en la gestión de suelos, residuos y agua. 4ta ed. Pearson Educación, S.A. Madrid España. 459-507.



- Auerbach S. M., Carrado K. y Dutta P. 2004. Handbook of Layered Materials. University of Massachusetts Amherst Amherst, Massachusetts, U.S.A. 2-15.
- Bajpai A.K. y Sachdeva R., 2002. Immobilization of diastase onto acid-treated bentonite clay surfaces. Colloid and Polymer Science 280, 892–899.
- Barker A. V. y Bryson, G.M. 2002. Bioremediation of heavy metals and organic toxicants by Composting. The cientific World Journal 2. 407-720.
- Barral S., Villa-García M.A., Rendueles M. y Díaz, M., 2008. Interactions between whey proteins and kaolinite surfaces. Acta Materialia 56, 2784–2790.
- Beall G.W., Sowersby D.S., Roberts R.D., Robson M.H. y Lewis L.K., 2009. Analysis of oligonucleotide DNA binding and sedimentation properties of montmorillonite clay using ultraviolet light spectroscopy. Biomacromolecules 10, 105–112.
- Beck-Friis B., Smars S., Jonsson S., y Kirchmann H. 2001. SE-structures and environment: gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. Journal of Agricultural Engineering Research. 78, 423-30.
- Bell P.F., James, B.R. y Chaney, R.L. 1991. Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. Journal of Environmental Quality, 20, 481–486.
- Benetoli L.O.B., de Souza C.M.D., da Silva K.L., de Souza Jr I.G., de Santana H., Paesano Jr., A., Da Costa A.C.S., Zaia C.T.B.V. y Zaia D.A.M., 2007. Amino acid interaction with and adsorption on clays: FT-IR and Mössbauer

spectroscopy and X-ray diffractometry investigations. *Origins of Life and Evolution of the Biosphere* 37, 479–493.

Benítez C., Tejada M. y González J. 2003. Kinetics of the mineralization of nitrogen in a pig slurry compost applied to soils. *Composites Science and Technology*. 11. 72–80.

Boulter J.I., Boland G.J. y Trevors J.T. 2000. Compost: A study of the development process and end-product potential for suppression of turfgrass disease. Review. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 16: 115-134.

Bolan N.S., Kunhikrishnan A. y Naidu R. 2013. Carbon storage in a heavy clay soil landfill site after biosolid application. *Science of the total environment*. [En línea: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.093>].

Bradley P.M., Chapelle F.H. y Lovley D.R., 1998. Humic acids as electron acceptors for anaerobic microbial oxidation of vinyl chloride and dichloroethene. *Applied and Environmental Microbiology* 64. 3102–3105.

Bronick C.J. y Lal R. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124. 3-22.

Campos M.E., García R.N., Velásquez R.A. y García F.M. 2009. Análisis básico del reúso de lodos residuales de una planta de tratamiento de aguas residuales en suelos de pradera del Parque Nacional Nevado de Toluca. *Quivera*, 11:2. México. ISSN (Versión impresa):1405-8626. pp. 35-51.

Cañizares-Villanueva R.O. 2000. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de microbiología*. Asociación Latinoamericana de Microbiología. 42:131-143.

- Cariello M.E., Castañeda L., Riobo I. y González J. 2007. Inoculante de microorganismos endógenos para acelerar el proceso compostaje de residuos sólidos urbanos. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*. 7(3). 26-37.
- Carrillo, L. 2003. *Microbiología Agrícola*. Universidad Nacional de Salta. ISBN: 987-9381-16-5. [En línea: <http://www.unsa.edu.ar/matbib/>] [Consulta: 09 Septiembre 2012].
- Castaldi P., Alberti G., Merella R. y Melis P. 2005. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Management* 25. 209-213.
- Castells, X.E. 2000. *Reciclaje de residuos industriales: Aplicación a la fabricación de materiales para la construcción*. Ed. Ilustrada. España. 605.
- Castrillón Q.O., Bedoya M.O. y Montoya M.D. 2004. Efectos del pH sobre el crecimiento de microorganismos durante la etapa de maduración en pilas estáticas de compost. *Producción + Limpia Vol 1 (2)*. 87-98.
- Catcheside D.E.A. y Ralph J.P. 1999. Biological processing of coal. *Applied Microbiology and Biotechnology* 52: 16–24.
- CESOP (Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública). Reporte, núm. 51, 2012. *Publicación mensual del Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública de la Cámara de Diputados, LXI Legislatura*.

- Chefetz B., Chen Y. y Hadar Y. 1998. Purification and characterization of laccase from *Chaetomium thermophilum* and its role in humification. *Applied and Environmental Microbiology* 64: 3175–3179.
- Chen Y., Senesi N. y Schnitzer M. 2000. Information provided on humic substances by E4-E6 ratios. *Soil Science Society of America journal* 41: 352–358.
- Coates JD, Ellis DJ, Blunt-Harris EL, Gaw CV, Roden EE. & Lovley DR. 1998. Recovery of humic-reducing bacteria from a diversity of environments. *Applied and Environmental Microbiology* 64. 1504–1509.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2011. Subdirección General Técnica, Gerencia del Consultivo Técnico Subgerencia de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Manejo y aprovechamiento de lodos residuales municipales. ed. Cruz O.A. [En línea: <http://sernapam.tabasco.gob.mx/pdf/foro%20nacional09.pdf>] [Consulta:09 Septiembre 2012].
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2013. Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación [En línea: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGAPDSINVENTARIO%202011%20FINAL.pdf>] [Consulta: Noviembre 2012].
- Coyne, M. 2000. *Microbiología del suelo: un enfoque exploratorio*. Ed.Paraninfo. ISBN: 84-283-2648-7.
- Craig C., Kurtz K. y Brown S. 2000. Washington State Department of Ecology Solid Waste and Financial Assistance. Program. Biosolids Management Guidelines for Washington State Publication 93 -80.

- Deacon L.J., Pryce-Miller E.J., Frankland J.C., Bainbridge B.W., Moore P.D. y Robinson C.H. 2006. Diversity and function of decomposer fungi from a grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 7–20.
- De León G.F., Hernández S.M., Etchevers J.D., Payan Z.F. y Ordaz C.V. 2000. Short-term compost effect on macroaggregation in a Sandy soil under low rainfall in the valle of Mexico. *Soil Tillage Research*. 56. 213-217.
- De Oliveira M.F., Johnston C.T., Premachandra G.S., Teppen B.J., Li H., Laird D.A., Zhu D. y Boyd S.A., 2005. Spectroscopic study of carbaryl sorption on smectite from aqueous suspension. *Environmental Science and Technology* 39. 9123–9129.
- Doval M.M.M., García R.E., Luque del Villar J., Martin-Vivaldi Caballero J. I. y Rodas G.M. 1996. Ed. Lunar R. y Oyarzun R. *Arcillas Industriales: Yacimientos y Aplicaciones*. En: *Yacimientos Minerales*. 582-608.
- Enfors S.O. y Häggström L. 2000. *Bioprocess Technology Fundamentals and Applications*. Stockholm: Högsöletyckeriet. Royal Institute of technology.228
- EPA, United States Environmental Protection Agency. 1993. Standards for the used of Disposal of sewage sludge. Final Rules. 40 CFR. Part. 503. Environmental Protection Agency Washington, D.C. [En línea: <http://www.epa.gov/region8/water/biosolids/pdf/handbook1.pdf>] [Consulta: Septiembre 2012].
- Ertem G. 2004. Montmorillonite, oligonucleotides, RNA and origin of life. *Origins of Life and Evolution of the Biosphere* 34, 549–570.
- FAO, Food and Agriculture Organization. 2001. Soil carbon sequestration for improved land management. *World soil report 96*. Rome. 58.

- Fassbender W.H. 1975. Química de suelos. Énfasis en suelos de América Latina. Ed. IICA. 1ra ed. Costa Rica.
- Fernández O. y Larrea V. 2001. Microorganismos antagonistas para el control fitosanitario. Manejo Integrado de Plagas. 62. 96-100.
- Ferreira A.S., Dos Santos M.A. y Correa G.F. 2013. Respuesta de los microorganismos del suelo a la adición de glucosa y fósforo en los sistemas agrícolas en el cerrado brasileño. Unais da Academia Brasileira de Ciencias. 85 (1). 395-403. ISSN 0001-3765.
- Ferris, J.P. 2002. Montmorillonite catalysis of 30–50 mer oligonucleotides: laboratory demonstration of potential steps in the origin of the RNA world. Origins of Life and Evolution of the Biosphere 32. 311–332.
- Ferris J.P., Hill A.R., Liu R. y Orgel L.E. 1996. Synthesis of long prebiotic oligomers on mineral surfaces. Nature. 381. 59–61.
- Figuroa B. A., Álvarez H.J.G., Forero A.F., Salamanca C. y Pinzón L.P. 2012. Determination of potentially mineralizable nitrogen and the rate of nitrogen mineralization in organic materials. Temas Agrarios. 17 (1). 32-43.
- Fitzpatric G.E., Duke E.R. y Klock-Moore K.A. 1998. Use of compost products for ornamental crops production: Research and grower experiences. HortSciencie. 33. 941-944.
- Flores, D. 2001. Guía para el aprovechamiento de los residuos sólidos orgánicos. Quito Ecuador. 8-12.

- Franchi M., Bramanti E., Bonz L.M., Orioli P.L., Vettori C. y Gallori E. 1999. Claynucleic acid complexes: characteristics and implications for the preservation of genetic material in primeval habitats. *Origins of Life and Evolution of the Biosphere* 29. 297–315.
- Franchi M. y Gallori E. 2005. A surface-mediated origin of the RNA world: biogenic activities of clay-adsorbed RNA molecules. *Gene* 346, 205–214.
- Franco A. F. 2013. Composteo de lodos residuales utilizando arcilla como sustrato de inóculo. Instituto Tecnológico de Toluca (tesis de Ingeniería Química). México.
- Galantini, J. A. 2002. Contenido y calidad de las fracciones orgánicas del suelo bajo rotaciones con trigo en la región semiarida pampeana, INTA. *Revista de Investigación Agropecuaria*. 30. 125-146.
- García C., Moreno J.L., Hernández T., Costa F. y Polo A. 1995. Effect of composting on sewage sludges contaminated with heavy metals. *Bioresource Technology*. 53:13–9.
- García C.V. 2005. Introducción a la microbiología. Ed EUNED. ISBN: 9977-31-358-0. 96-97.
- García V.M.C., Suárez E.F., López M. J. y Moreno J. 2010. Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. *Waste Management* 30. 771–778.
- Glynn J.H. y Gary H.W. 1999. Ingeniería ambiental. Ed. Prentice Hall Hispanoamericana S.A. 2da ed. ISBN: 970-17-0266-2. 661-262.

- Gray C.W., McLaren R.G., Roberts A.H.C. y Condorn, L. M. 1998. Sorption and desorption of cadmium from some new zealand soils: Effect of pH and contact time. *Australian Journal of Soil Research*. 36. 199–216.
- Grimes S.M., Taylor G.H. y Cooper J. 1999. The availability and binding of heavy metal in compost derived from household waste. *Journal of Chemical Technology Biotechnology*. 74.1125-30.
- González F.E., Tornero C.M.A., Ángeles C.Y. y Bonilla F.N. 2009. Concentración total y especiación de metales pesados en biosólidos de origen urbano. *Revista Internacional Ambiental*. 25 (1) 15-22.
- Hanczyc M.M., Fujikawa S.M. y Szostak J.W., 2003. Experimental models of primitive celular compartments: encapsulation, growth, and division. *Science* 302. 618–622.
- Hargreaves J.C., Adl M.S. y Warman P.R. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture Ecosystem and Environment*. 123. 1-14.
- Hashizume H., Van Der Gaast S. & Theng B.K.G. 2010. Adsorption of adenine, cytosine, uracil, ribose, and phosphate by Mg-exchanged montmorillonite. *Clay Minerals* 45, 469–475.
- Haug R.T. 1993. *The practical handbook of compost engineering*. Lewis Publishers. E.U.A. 717.
- He M.M., Tian G.M. y Liang X.Q. 2009. Phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead during the aerobic composting of sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*. 163. 671–677.



- Ho C.P., Yuan S.T., Jien S.H. y Hseu Z.Y. 2010. Elucidating the process of co-composting of biosolids and spent activated clay. *Bioresource Technology*. 101 (21). 8280–8286.
- Hofrichter M., 2002. Review: lignin conversion by manganese peroxidase (MnP). *Enzyme and Microbial Technology* 30. 454–466.
- Hoog D., Barth J., Centemero M., Caimi V., Amlinger F., Deuliegher W., Brinton W. y Antler S. 2002. Comparison of compost standards within the EU, North America and Australasia. Banburg, Oxon. p41 (Main Report Section 3).
- Hsu J.H. y Lo S.L. 1999. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure. *Environmental Pollution*. 104. 189–196.
- Huang W. y Ferris J.P. 2003. Synthesis of 35–40 mers of RNA oligomers from unblocked monomers. A simple approach to the RNA world. *Chemical Communications* 21. 1458–1459.
- Iglesias J.E. y Pérez G.V. 1989. Evaluation of city refuses compost maturity. A review. *Bid. Waste* 27. 115 –142.
- INECC (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático). 2013. Publicaciones. [En línea: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/499/planta.html>] [Consulta: 23 Agosto 2012].
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. Medio Ambiente. Generación de residuos sólidos urbanos por tipo de residuo, 2000 a 2012. [En línea: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/sisept/default.aspx?t=mamb311&s=est&c=33223>] [Consulta: 12 noviembre 2013]

- Íñiguez C.G. 2011. El ABC del compostaje. 1ra ed. Universidad de Guadalajara. ISBN: 978-607-450-384-5. 93.
- Johnston C.T., Premachandra G.S., Szabo T., Lok J. y Schoonheydt R.A., 2012. Interaction of biological molecules with clay minerals: a combined spectroscopic and sorption study of lysozyme on saponite. *Langmuir* 28.611–619.
- Kalamdhad A.S. y Kazmi A.A. 2009. Effects of turning frequency on compost stability and some chemical characteristics in a rotary drum composter. *Chemosphere* 74. 1327-1334.
- Kaschl A., Romheld V. y Chen Y. 2002. Cadmium binding by fractions of dissolved organic matter and humic substances from municipal solid waste compost. *Journal of Environmental Quality* 31. 1885–1892.
- Kass, D.C.L. 2007. Fertilidad de suelos. 1era ed. Ed. EUNED. ISBN: 978-9977-64-889-7. 272.
- Kastner M. y Hofrichter M. 2001. Biodegradation of humic substances. In: Hofrichter M, Steinbuchel A (eds), *Biopolymers Lignin, Humic Substances and Coal*, Vol. 1. Wiley-VCH, Weinheim, Germany. 349–378.
- Kersten P. y Cullen D. 2007. Extracellular oxidative systems of the lignin-degrading Basidiomycete *Phanerochaete chrysosporium*. *Fungal Genetics and Biology* 44. 77–87.
- Kiely G. 1999. Tratamientos de Residuos Sólidos. En: *Ingeniería Ambiental*. Ed. A. García. Mc Graw Hill interamericana de España, S.A.U. España, 843-931.

- Kluczek-Turpeinen B., Steffen K.T., Tuomela M., Hatakka A. y Hofrichter M. 2005. Modification of humic acids by the compost- dwelling deuteromycete *Paecilomyces inflatus*. *Applied Microbiology and Biotechnology* 66. 443–449.
- Kolmans, E. 1995. La Agricultura como base para un desarrollo rural sustentable. Centro Americano sobre Agricultura Orgánica. Acuerdo Bilateral de Desarrollo Sustentable Costa Rica-Holanda. 215.
- Komilis D.P. 2006. A kinetic analysis of solid waste composting at optimal conditions. *Waste Management*. 26. 82-91.
- Labrador M.J. 2001. La materia orgánica en los agrosistemas. Ed. Ministerio de la Agricultura, Pesca y Alimentación. Ed. Mundi-Prensa México. S.A. de C.V. 297.
- Lahav N., White D. y Chang S. 1978. Peptide formation in the prebiotic era: thermal condensation of glycine in fluctuating clay environments. *Science* 201. 67–69.
- LGPGIR (Ley General para la Prevención y Gestión integral de los Residuos). 2013. Última reforma publicada DOF 19-03-2014. [En línea: <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/263.pdf>] [Consulta: 02 abril 2014]
- Lynch M.D.J. y Thorn R.G., 2006. Diversity of basidiomycetes in Michigan agricultural soils. *Applied and Environmental Microbiology* 72. 7050–7056.
- McBride M., Martinetz C.E., Topp E. y Evans L. 2000. Trace metal solubility and speciation in a calcareous soil 18 years after no-till sludge application. *Soil Science*, 165. 646–656.

- Madigan, M. T., Martinko, J. M., Stahl D. y Clark D.P. 2004. Brock biología de los microorganismos. 10va. ed. Ed. Prentice Hall, ISBN: 8420536792, 9788420536798. 1011p.p.
- Mahamud M., Gutiérrez A. y Sastre H. 1996. Biosólidos generados en la depuradora de agua: (II). Métodos de tratamiento. Ingeniería del Agua 3. Núm 3.45.
- Manahan S.E. 2007. Introducción a la química ambiental. Ed. Reverté. Primera edición. ISBN: 968-6708-60-X. 547.
- Martínez H.E., Fuentes E.J.P. y Acevedo H.E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal. 8 (1). 68-96.
- Mazzarino, M. 2002. Circulación de nutrientes en ecosistemas naturales: Conservación en la vegetación y dinámica en el suelo. XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Asociación Argentina de la ciencia del suelo.12.
- Medina-Moreno S.A., Ochoa S.H. y Rojas,G. 1999. Composteo ex-situ de un suelo lavado, contenido en surfactante no iónico e hidrocarburos residuales. Memorias VIII congreso nacional de biotecnología y bioingeniería. Depto. de biotecnología. Universidad Autónoma Metropolitana- Iztapalapa, Huatulco, Oaxaca, México. 421.
- Melgarejo J.C., Proenza J.A., Galí S., Llovet X. 2010. Técnicas de caracterización mineral y su aplicación en exploración y explotación minera. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana. 62 (1). 1-23.

- Mengel K. y Kirkby E.A. 1987. Potassium. In "Principles of Plan Nutrition". Chapter 10:427-453. I.P.I. Bern,Switzerland
- Metcalf y Eddy. 1997. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. México. Mc-Graw Hill.
- Moeller G. 2000. Tratamientos Anaerobios de lodo Residual. En: Curso Teórico – Práctico de Tratamiento de Lodos Residuales. Instituto Mexicano de Tecnologías del Agua. (IMTA), Cuernavaca Morelos. México. 41.
- Moore P.B. y Steitz T.A., 2002. The involvement of RNA in ribose function. Nature 418. 229–235.
- Morales T. M., Lépiz L.R., González E.D.R., Nuño R.R., Claudio G., Zarazúa V.P. y Zarazúa V.L.E. 2007. Efecto de la aplicación de agroquímicos y abono orgánico sobre la producción de frijol y la población microbiana del suelo. Scientia-CUCBA 9(2). 81-93.
- Moreno C.J. y Moral H.R. (Edit. Cient.). 2007. Compostaje. Madrid. España. Ediciones Mundi-Prensa. 530.
- Navarro-Avíño J.P., Aguilar A.I., López-Moya J.R. 2007. Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. Ecosistemas 16 (2). 10-25.
- Navarro, S. y Navarro, G. 2000. Química agrícola, el suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 183-218.
- Nebel B. y Wright R.T. 1999. Ciencias Ambientales Ecología y desarrollo sostenible. Editorial Pearson Prentice Hall. 6ta ed. 348-349.

- O'Brien H.E., Parrent J.L., Jackson J.A., Moncalvo J.M. & Vilgalys R. 2005. Fungal community analysis by large-scale sequencing of environmental samples. *Applied and Environmental Microbiology*. 71: 5544–5550.
- Ortiz M.L., Gutiérrez-Ruiz M.E. y Sánchez S.E. 2011. Propuesta de manejo de los lodos residuales de la planta de tratamiento de la Cd industrial del Valle de Cuernavaca, Estado de Morelos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 11 (2).105-115.
- Pérez–Cid B., Lavilla I. y Bendicho C. 1999. Application of microwave extraction for partitioning of heavy metals in sewage sludge. *Analytica. Chimica Acta*. 378, 201–210.
- Pérez M.A.B., Ortuño J.F., Aguliar m.i., Mseguer V.F., Sáez J., Lloréns M. 2010. Used of chemical modification to determine the binding of Cd (II), Zn (II) and Cr (III) ions by orange waste. *Biochemical Engineering Journal* 53. 2-6.
- Picone L.I. y Zamuner E. 2002. Fósforo orgánico y fertilidad fosfórica. Facultad Ciencias Agrarias (UNMP)-EEA INTA Balcarce. Argentina. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*. No.16.11-15.
- Pietramellara G., Ascher J., Ceccherini M.T., Nannipieri P. y Wenderoth D. 2007. Adsorption of pure and dirty bacterial DNA on clay minerals and their transformation frequency. *Biology and Fertility of Soils*. 43. 731–739.
- Pietramellara G., Franchi M., Gallori E. y Nannipieri P. 2001. Effect of molecular characteristics of DNA on its adsorption and binding on homoionic montmorillonite and kaolinite. *Biology and Fertility of Soils*. 33. 402–409.

- Pozo R.M. y Carretero L.M.I. 2008. Mineralogía aplicada. ed. Thomson. ISBN: 978-84-9732-487-8.
- Prescott, H. y Klein. 2008. 7va. ed. Ed. MCGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.. ISBN: 978844816827. 1124.
- Quiquampoix H., Staunton S., Baron M.H. y Ratcliffe R.G. 1993. Interpretation of the pH dependence of protein adsorption on clay mineral surfaces and its relevance to the understanding of extracellular enzyme activity in soil. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 75. 85–93.
- Ramírez C.E. y Cardoso V.L. 2000. Composteo de Lodos. En: Curso Teórico – Práctico de Tratamiento de Lodos Residuales. Instituto Mexicano de Tecnologías del Agua. (IMTA), Cuernavaca Morelos. México. 17.
- Ramírez D., Ninfa Serrano R., José Antonio y Sandoval T., Horacio. 2006. Microorganismos extremófilos. Actinomicetos en México. *Revista Mexicana de ciencias farmacéuticas*. 37 (3). 56-71.
- Rauret G., López-Sánchez J. F., Sahuquillo A., Barahona E., Lachica M., Ure A.M., Davison C.M., Gomez A., Lück D., Bacon J., Yli-Halla M., Muntau H. y Quevauviller P. 2000. Application of a modified BCR sequential extraction (three-step) procedure for the determination of extractable trace metal contents in sewage sludge amended soil reference material (CRM 483), complemented by a three-year stability study of acetic acid and EDTA extractable metal content. *Journal Environmental Monitoring*. 2, 228-233.
- Rendón G.M.R. 2003. Calidad nutrimental de composta elaboradas con lodos residuales. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México. 90.

- Reyes B. 2009. Biosorption of Chromium (III) by agro-waste materials: characterization, sorption-desorption studies, mechanism and adsorption kinetic experiments, Tesis Doctoral. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C. San Luis Potosí S.L.P.
- Rezacova V., Hrselova H., Gryndlerova H., Miksik I. y Gryndler M. 2006. Modifications of degradation-resistant soil organic matter by soil saprobic microfungi. *Soil Biology and Biochemistry* 38. 2292–2299.
- Riggle, D. 1993. Build it yourself composting equipment. *BioCycle*. 62-63.
- Rodríguez D., Ruiz A., Martínez Salgado M. y Matiz A. 2007. Uso de inoculante termofílico en la transformación de residuos sólidos urbanos. *Universitas Scientiarum*. 12 (2), 57-67. ISSN: 0122-7483.
- Rytwo G., Mendelovits A., Eliyahu D., Pitcovski J. y Aizenshtein E. 2010. Adsorption of two vaccine-related proteins to montmorillonite and organo montmorillonite. *Applied Clay Science* 50. 569–575.
- Saeki, K. y Kunito, T., 2010. Adsorptions of DNA molecules by soils and variable-charged soil constituents. In: Mendez-Vilas, A. (Ed.), *Current Research, Technology and Education Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology: Microbiology Book Series 2*. Formatex Research Center, Badajoz, pp. 188–195.
- Saladino, R., Crestini, C., Ciambecchini, U., Ciciriello, F., Costanzo, G. y Di Mauro, E., 2004. Synthesis and degradation of nucleobases and nucleic acids by formamide in the presence of montmorillonites. *Chembiochem* 5, 1558–1566.



- Salazar S.E., Fortis H.M., Vázquez A.A. y Vázquez V.C. 2003. Agricultura. Abonos Orgánicos y Plásticos. Facultad de Agricultura y Zootecnia de la UJED. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. COCyTED. 64-86.
- Sanzano, A. 2012. El fósforo del suelo. Cátedra de Edafología. FAZ. UNT. [En línea: <http://www.edafologia.com.ar>.] [Consulta: noviembre 2012].
- Sciascia L., Liveri M.L.T. y Merli M. 2011. Kinetic and equilibrium studies for the adsorption of acid nucleic bases onto K10 montmorillonite. Applied Clay Science 53. 657–668.
- SMA (Secretaría del Medio Ambiente). 2006. Norma Técnica Estatal Ambiental NTEA-006-SMA-RS-2006 que establece los requisitos para la producción de los mejoradores de suelo elaborados a partir de residuos orgánicos. [En línea: <<http://www.edomex.gob.mx/legistelfon/doc/pdf/gct/2009/may211.PD>][Consulta: 12 abril 2013].
- SCFI (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial). 2008. Norma Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2008. Lombricomposta. Especificaciones y método de prueba [En línea: [http://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5044562&fecha=10/06/2008](http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5044562&fecha=10/06/2008)]. [Consulta: 15 Octubre 2012].
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2000. Norma Mexicana NMX-AA-021-SEMARNAT-2000. Especificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. [En línea: <http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/documents/html>] [Consulta: 15 Octubre 2012].
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes

- para su aprovechamiento y disposición final. [En línea: <http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/documents/html/lodos.html>] [Consulta: 15 Octubre 2012].
- SEMARNAT (Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Compendio de estadísticas ambientales. México. [En línea: [www.semarnat.gob.mx](http://www.semarnat.gob.mx).] [Consulta: 15 Octubre 2012].
- SEMARNAT (Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2012. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambiental. Indicadores clave y de desempeño ambiental. Capítulo 7. [En línea: [http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe\\_12/07\\_residuos/cap7\\_1.html](http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/07_residuos/cap7_1.html)] [Consulta: 15 Octubre 2012].
- Servagent-Noinvill S., Revault M., Quiquampoix H. y Baron M.H., 2000. Conformational changes of bovine serum albumin induced by adsorption on different clay surfaces: FTIR analysis. *Journal of Colloid and Interface Science* 221. 273–283.
- Sikora, L. y Szmidt, R. 2004. Los compost como fuentes de nitrógeno, aportación a la mineralización y ventajas para la nutrición nitrogenada de las plantas. En: Stoffella, P. y Kahn, B. (Ed). *Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola*. Ediciones Mundi-Prensa, Barcelona. 414.
- Silva-Leal J.A., Fernando B.D. y Torres-Lozada P. 2013. Evaluación del potencial de aplicación de biosólidos higienizados en el cultivo de rábano. *Acta agronómica*. 62 (2). 155-164.

- Smith S.R. 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal soil waste compost compared to sewage sludge. *Environment International* 35. 142-156.
- Simpson M.J., Chefetz B. y Hatcher P.G. 2003. Phenanthrene sorption to structurally modified humic acids. *Journal of Environmental Quality* 32: 1750–1758.
- Sinegani A.A.S., Emtiazi G. y Shariatmadari H. 2005. Sorption and immobilization of cellulose on silicate clay minerals. *Journal of Colloid and Interface Science* 290. 39–44
- Singh J. y Kalamdhad A.S. 2012. Concentration and speciation of heavy metals during water hyacinth composting. *Bioresource Technology* 124. 169-179.
- Soliva, M. y Molina, N. 1999. Compostatge de residus sòlids urbans (RSU): aspectes relacionats amb el nitrogen. *Dossiers Agraris. Problemes moderns en l'ús dels sòls: nitrats*. ICEA.
- Soliva, M. y Felipó, M.T. 2003. Organic wastes as a resource for Mediterranean soils. In: Langenkamp, H. y Marmo, M. (Eds.) "Biological Treatment of Biodegradable Wastes. Technical Aspects" Workshop in Brussels. 249-272.
- Soliva M., López M., Huerta O., Valero J. y Felipó M.T. 2004. Waste organic matter quality versus soil amendment effects. In: Bernal, M.P., Moral, R., Clemente, R. y Paredes, C. (Eds.) "Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety" Proceedings of 11th International Conference of the FAO Escorena Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture. RAMIRAN, Murcia. Vol. I.

- Soto G. y Muñoz C. 2002. Consideraciones teóricas y prácticas sobre el composteo y su empleo en la agricultura. Manejo integrado de plagas y Agroecología, Costa Rica, Sección Agricultura Orgánica. Agricultura Ecológica/CATIE, No. 65. 123-125.
- Soto G. y Meléndez Gloria. 2004. Cómo medir la calidad de los abonos orgánicos. Manejo Integrado de Plagas y Agroecología. No. 72. 91-97.
- Steffen K.T., Hatakka A. y Hofrichter M. 2002. Degradation of humic acids by the litter-decomposing basidiomycete *Collybia dryophila*. *Applied and Environmental Microbiology* 68. 3442–3448.
- Stevenson F.J. 1994. *Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions*, 2 ed. John Wiley & Sons. New York.
- Sun, X.F., Li, C., Wu, Z.S., Xu, X.L., Ren, L. y Zhao, H.S., 2007. Adsorption of protein from model wine solution by different bentonites. *Chinese Journal of Chemical Engineering* 15, 632–638.
- Sundberg, Cecilia; Smars, S. y Jönsson, H. 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. In: *Bioresource Thechnology*. Vol. 95, No. 2; p.145-150.
- Swift, R.S. 2001. Sequestration of carbon by soil. *Soil Science*. 166. 858-871. ISSN: 0038-075X.
- Szabó T., Mitea R., Leeman H., Premachandra G.S., Johnston C.T., Szekeres M., Dékány I. y Schoonheydt R.A., 2008. Adsorption of protamine and papain proteins on saponite. *Clays and Clay Minerals*. 56. 494–504.

- Taiz I. y Zeiger E. 1998. Plant physiology. Second edition. Sinauer Associates, Inc. Publishers. Massachusetts. USA. 792 pp.
- Tavares C.M.E. y Alvarado R.H. 2011. La factibilidad tecnológica para la producción de composta en el D.F. 1ra ed. Instituto Politécnico Nacional. ISBN: 978-607-414-272-3.
- Tavares C.M.E., Galicia V.S. y Escamilla G.P. 2010. La composta como alternativa para el aprovechamiento de los residuos orgánicos en México. 6to. Simposio Internacional de Aplicaciones del Ozono. V Simposio Internacional de medio ambiente.
- Tchobanoglous G. Theisen H. y Vigil S. 1998. Gestión Integral de Residuos Sólidos. Vol. 1. Ed. Mc Graw Hill. 1087pp.
- Thangarajan R., Bolan N.S., Tian G., Naidu R. y Kunhikrishnan A. 2013. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. Science of the Total Environment [En línea: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.031>].
- Torres L.P., Escobar J.C., Pérez V.A., Imery V.R., Nates P., Sánchez G., Sánchez M. y Bermúdez A. 2005. The influence of amendment material on biosolid composting of aludge from a waste-water treatment plant. Revista ingeniería e investigación (58). 25 (2). 53-61.
- Torres L.P., Pérez A.E., Juan C., Uribe I.E. y Imery V.R. 2007. Compostaje de biosólidos de plantas de tratamiento de aguas residuales. Engenharia Agrícola., Jaboticabal. 27 (1). 267-275.

- Tokalioglu S., Kartal S. y Elci L. 2000. Determination of heavy metals and their speciation in lake sediments by flame atomic absorption spectrometry after a four-stage sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta* 413. 33-40.
- Tran, A.T.T. y James, B.J., 2012. A study the interaction forces between the bovine serum albumin protein and montmorillonite surface. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 414. 104–114.
- Tzafrir G., Yitzhak H. y Yona C. 2007. Degradation and transformation of humic substances by saprotrophic fungi: processes and mechanisms. *Fungal Biology Review* 2. 179-189.
- Uicab B.L.A. y Sandoval C.C.A. 2003. Use of rumen content and residues from the meat industry for compost making. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*.No.2.45-63.
- Usman A.R.A. Kuzyakov Y. y Stahr K. 2004. Effect of clay minerals on extractability of heavy metal and sewage sludge mineralization in soil. *Chemistry and Ecology*. 20(2). 123–135.
- Vaca P.R., Lugo de la Fuente J. y Esteller A.M.V. 2006. Caracterización de la materia orgánica soluble y de los ácidos húmicos en suelo acondicionado con lodo residual fresco o compostado. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 22(1). 27-37.
- Van Oss C.J. y Giese R.F., 1995. The hydrophilicity and hydrophobicity of clay minerals. *Clays and Clay Minerals* 43. 474–477.

- Vargas G.M.C., Suarez E.F. y Moreno J.M. 2007. In vitro studies on lignocelluloses degradation by microbial strains isolated from composting processes. *International Biodeterioration and Biodegradation*. 59 (4). 322-328.
- Velazco 1983. Guía para interpretar el análisis químico del agua y suelo. 2a. ed. Universidad Autónoma de Chapingo. Departamento de Suelos.
- Venkateswaran P., Vellaichamy S. y Palanivelu K., 2007. Speciation of heavy metals in electroplating industry sludge and wastewater residue using inductively coupled plasma. *International Journal Environmental Science Technology*. 4 (4), 497–504.
- Walter I., Martinez, F. y Cala V., 2006. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludge for agricultural uses. *Environment Pollution*. 139, 507–514.
- Wang X.C. y Lee C., 1993. Adsorption and desorption of aliphatic amines, amino acids and acetate by clay minerals and marine sediments. *Marine Chemistry* 44. 1–23.
- Wei H. Y., Na L., Dong S.T., Chun H.Z., Chun X.L. y Chuan Y.X. 2013. Adsorption of proteins and nucleic acids on clay minerals and their interactions: A review. *Applied Clay Science* 80–81. 443–452.
- Wu L., Ma L.Q. y Martínez G.A. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *Journal of Environmental Quality* 29:424-429.

- Yangsheng L., Lanlan M., Yaqiong L. y Liting Z. 2007. Evolution of heavy metal speciation during the aerobic composting process of sewage sludge. *Chemosphere* 67. 1025–1032.
- Yu W. H., Na L., Tong D.S., Zhou C.H., Lin C.X. y Xu C.Y. 2013. Adsorption of proteins and nucleic acids on clay minerals and their interactions: A review. *Applied Clay Science* 80–81. 443–452.
- Zavarzina A.G., Leontievsky A.A., Golovleva L.A. y Trofimov S.Y. 2004. Biotransformation of soil humic acids by blue laccase of *Panus tigrinus* 8/18: an in vitro study. *Soil Biology and Biochemistry* 36. 359–369.
- Zhang D., Zhou C.H., Lin C.X., Tong D.S. y Yu W.H., 2010. Synthesis of clay minerals. *Applied Clay Science* 50. 1–11.
- Zhou C.H., 2011. An overview on strategies towards clay-based designer catalysts for green and sustainable catalysis. *Applied Clay Science* 53. 87–96.
- Zhou C.H., Zhang D., Tong D.S., Wu, L.M., Yu, W.H. y Ismadji, S., 2012. Paper-like composites of cellulose acetate–montmorillonite for removal of hazardous anionic dye in water. *Chemical Engineering Journal* 209. 223–234.
- Zhou, C.H. y Keeling, J., 2013. Fundamental and applied research on clay minerals: from climate and environment to nanotechnology. *Applied Clay Science* 74. 3–9.
- Zhu, N. 2006. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresource Technology* 98. 1. 9-13.



Zorpas A.A., Arapoglou D. y Panagiotis K.. 2003. Waste paper and clinoptilolite as a bulking material with dewatered anaerobically stabilized primary sewage sludge (DASPSS) for compost production. *Waste Manage.* 23, 27–35.

Zorpas A.A. y Loizidou M., 2008. Sawdust and natural zeolite as a bulking agent for improving quality of a composting product from anaerobically stabilized sewage sludge. *Bioresource Technology.* 99. 7545–7552.

Zubillaga M.M. y Conti M. 1996. Availability of exchangeable and non exchangeable K in Argentine soils with different mineralogies *Journal of Plant Nutrition and Soil Science. Z. Pflanzenernahr. Bodenk.* 159. 149-153.