

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
"ANTONIO NARRO"
UNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS**



**BIOTRANSFORMACIÓN DE CUBIERTOS DE MADERA
MEDIANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE**

P O R

HIRAM HERNÁNDEZ SÁNCHEZ

T E S I S

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL
TÍTULO DE:**

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

Torreón, Coahuila, México

Marzo del 2010

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA "ANTONIO NARRO"
UNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

BIOTRANSFORMACIÓN DE CUBIERTOS DE MADERA
MEDIANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE

P O R

HIRAM HERNÁNDEZ SÁNCHEZ
T E S I S

QUE SOMETE A LA CONSIDERACIÓN DEL COMITE ASESOR COMO
REQUISITO

PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES


REVISADA POR EL COMITÉ ASESOR

ASESOR PRINCIPAL:




DR. ALEJANDRO MORENO RESÉNDEZ

ASESOR:



DR. HÉCTOR MADINAVEITIA RÍOS

ASESOR:



M.C. AMANDA JARAMILLO SANTOS

ASESOR:

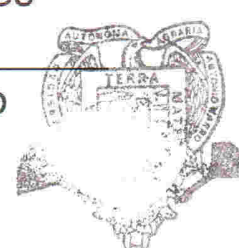


DR. JOSÉ LUIS REYES CARRILLO



M.C. VÍCTOR MARTÍNEZ CUETO

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



Torreón, Coahuila, México

Marzo del 2010

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA "ANTONIO NARRO"
UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

BIOTRANSFORMACIÓN DE CUBIERTOS DE MADERA
MEDIANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE
P O R

HIRAM HERNÁNDEZ SÁNCHEZ
T E S I S

QUE SOMETE A LA CONSIDERACION DEL H. JURADO EXAMINADOR
COMO

REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

REVISADA POR EL COMITÉ ASESOR

PRESIDENTE:



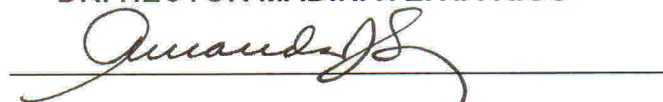
DR. ALEJANDRO MORENO RESÉNDEZ

VOCAL:



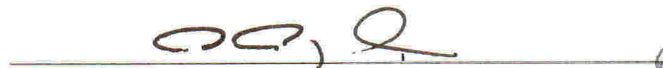
DR. HÉCTOR MADINAVEITIA RÍOS

VOCAL:



MC. AMANDA JARAMILLO SANTOS

VOCAL:



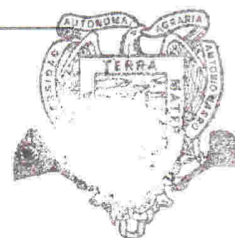
DR. JOSÉ LUIS REYES CARRILLO

MC. VÍCTOR MARTÍNEZ CUETO

COORDINADOR DE LA DIVISION DE CARRERAS AGRONOMICAS

Torreón, Coahuila, México

Marzo del 2010



División de la División
de Carreras Agronómicas

DEDICATORIAS

Este trabajo se lo dedico a mis queridos padres: Hiram Hernández Martínez y María Guadalupe Sánchez, mis hermanas Kenia y Claribel, así mismo a todos mis tíos, en especial a mis tíos el Dr. Roberto Salcedo y Martha Hernández, y a mi abuelita Lucita, quienes siempre estuvieron ahí apoyándome y nunca dudaron en mis sueños, no importara que tan locos fueran. Sin el apoyo de ustedes no hubiera sido la persona que soy ahora.

También a cualquier individuo quien se encuentra asimismo en un lugar en la vida donde la pregunta de por qué? No tuviera respuesta, tú no estás solo.

Solamente les quiero decir gracias por todo!

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a mi ALMA TERRA por darme la oportunidad de ejercer esta bonita carrera además, por tener grandes profesores y amigos, así mismo por darme la oportunidad de estudiar en el extranjero.

A mis Profesores, en especial a los que realmente se esforzaron y dedicaron su tiempo para que el alumno desarrollara sus habilidades durante su estancia en la Universidad.

A mi amigo el Dr. Alejandro Moreno Reséndez, asesor principal de este proyecto, por ser un apoyo en el desarrollo de esta línea de investigación, aparte lo admiro por que se preocupa de que los alumnos participen en lograr sus metas.

Al Dr. Héctor Madinaveitia, en primero por ser mi maestro y segundo por darme la oportunidad de trabajar junto a él en trabajos de investigación, por ultimo por la dedicación que tiene con los alumnos.

A la MC. Amanda Jaramillo Santos, por ser una de mis asesores de este proyecto, así mismo por brindar su apoyo a los alumnos y ayudar a estos en su desarrollo de habilidades para que se superaran cada nuevo día.

Al Dr. José Luis Reyes Carrillo, por ser otro de mis asesores en este trabajo de investigación, así mismo por ser uno de mis profesores que me proporciono varias herramientas, para el desarrollo de este trabajo.

Al Dr. Abimbola Abiola Director de Investigación del Olds College, quiero agradecer por todo lo que he aprendido durante mi estancia en Canadá, en primero por ser mi maestro, luego por darme la oportunidad de trabajar junto a él y todo su equipo del “Olds College School of Innovation”, también por darme la oportunidad de desarrollar este trabajo y por ultimo por ser un gran amigo al que admiro mucho y se preocupa por que los alumnos extranjeros salgan adelante.

A la Dr. Tanya Mc Donald, por darme la oportunidad de trabajar junto a ella en varios proyectos de investigación, también por ser mi maestra, así mismo por ser una de las grandes personas con las que me ha tocado convivir durante mi vida y por ultimo por ser una gran amiga.

A Richmond Godfrey por darme la oportunidad de seguir con el desarrollo de mis estudios y habilidades haya en Canadá, también por ser un gran amigo durante toda mi estancia por allá, y por darle la oportunidad a la comunidad hispana de seguir adelante para alcanzar sus objetivos, en verdad solo quiero decirle muchas gracias Richmond!

A la Técnica en Investigación, Carien Vanderberg por ser una gran amiga, aparte por ayudarme durante el desarrollo de este proyecto, y porque siempre estuvo ahí para darme todo su apoyo durante la estancia, en el desarrollo de proyectos.

A la Técnica en Investigación Sarah Gil brindarme su apoyo en el desarrollo de la investigación, así mismo por ser una gran amiga.

A la Técnica en compost Shirley Lupino, quiero darle las gracias por todo el apoyo durante el desarrollo de este proyecto, así mismo por ser una de las personas más lindas con las que he trabajado en conjunto. Además de agradecer por compartir sus conocimientos y consejos.

Finalmente a todos mis compañeros de clase, con los que compartí bonitos momentos durante la carrera, muchas gracias por brindarme su amistad.

ÍNDICE

	PÁGINA
INDICE DE CUADROS	V
INDICE DE FIGURAS	VI
RESUMEN	1
I. INTRODUCCIÓN	2
1.1 Objetivos.....	5
1.2 Hipótesis.....	5
II. REVISIÓN DE LITERATURA	6
2.1 Alternativas para reducir la contaminación.....	6
2.2 Compostaje.....	6
2.2.1 Microorganismos en proceso de compostaje.....	9
2.2.2 Temperatura.....	11
2.2.3 pH.....	13
2.2.4 Aireación.....	15
2.2.5 Humedad.....	18
2.2.6 Porosidad.....	19
2.2.7 Conductividad Eléctrica (salinidad).....	19
2.2.8 Relación Carbono Nitrógeno.....	20
III. MATERIALES Y MÉTODOS	22
3.1 Localización del proyecto.....	22
3.2 Tratamientos y Repeticiones.....	23
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	26
V. CONCLUSIONES	38
VI. LITERATURA CITADA	39

ÍNDICE DE FIGURAS

	PÁGINA
Figura 1(a). Registro de temperatura (2h).....	28
Figura 1 (b).Temperaturas promedio por semana.....	30
Figura 2. Comportamiento de la humedad/.....	32
Figura 3. Comportamiento del pH.....	34
Figura 4. Comportamiento de Conductividad.....	35
Figura 5. Porcentaje de peso seco residual.....	36
Figura 6. Porcentaje de descomposición.....	37

ÍNDICE DE CUADROS

PÁGINA

Cuadro 1. Contenido total de carbono y nitrógeno.....	26
Cuadro 2. Relación de Carbono/Nitrógeno.....	27
Cuadro 3. Registro de Temperatura máxima y mínima.....	30

RESUMEN.

El proceso de compostaje se refiere a la degradación aeróbica y/o anaeróbica de residuos orgánicos para formar humus, el proceso estabiliza los residuos orgánicos, destruye la mayoría de los parásitos, agentes patógenos y virus que se presentan en los desechos. No es solamente una técnica de tratamiento de desechos sino también es un método de reciclaje. El propósito de esta investigación fue determinar el tiempo de descomposición de los cubiertos Aspenware®, mediante el uso de contenedores de PVC, de 300 kg, denominados "Earth Machines™", en donde se instalaron tres diferentes tratamientos, los cuales fueron: Residuo sólido municipal (T_1), mezcla de virutas de alfalfa con virutas de madera (T_2) en una proporción 2:1 y finalmente solo Virutas de madera (T_3). Los cubiertos utilizados para ser degradados se distinguieron por la siguiente característica: Cubiertos con cubierta final (CCF) y cubiertos sin cubierta (CSC), luego éstos fueron distribuidos equitativamente en cada uno de los tratamientos. Se analizó el comportamiento de la humedad, la relación C:N, de la conductividad eléctrica, del pH, y se determinaron los porcentajes de peso residual, y de degradación de los cubiertos. Los resultados obtenidos indicaron que el T_1 fue el que presentó mayor porcentaje de transformación o degradación en los CCF con un valor máximo de 40.4% mientras los CSC presentaron una transformación máxima del 36.4%. El T_2 fue diferente al tratamiento anterior ya que los CSC presentaron degradación del 23.3% mientras los CCF solo presentaron una degradación del 18.7%. Finalmente el T_3 no presentó una degradación significativa en los cubiertos en comparación con los otros tratamientos, esto fue debido a que la relación C:N no resultó ser la más adecuada.

Palabras Clave: Compostaje, Degradación, Biotransformación, Tratamientos, Cubiertos.

I. INTRODUCCIÓN.

La contaminación ambiental ha sido resultado de la actividad del ser humano la cual no es un fenómeno reciente. Alrededor del año 100 AC, Cicerón fue el primero en relatar el daño estructural en los edificios y estatuas en Roma debido a las lluvias ácidas que eran producidas por la quema de carbón y madera (Eney y Petzold, 1987). Algunos de los efectos sobre la salud del hombre han sido provocados por actividades mineras que han sido desarrolladas por un largo tiempo. El suelo y el agua son una llave importante en el componente natural de los ecosistemas por lo que la sustentabilidad del ambiente depende en gran medida de la sustentabilidad de los ecosistemas del suelo y agua (Adriano *et al.*, 1998).

La contaminación ambiental no es más que un desequilibrio de los ecosistemas, provocado por la presencia de determinadas sustancias, en concentraciones tales que afectan su calidad y composición. Un ecosistema es un conjunto formado por poblaciones de organismos y el complejo de factores físicos que constituyen su ambiente. La matriz o sustrato abiótico donde viven y se desarrollan los organismos se llama biótomo y al colectivo de especies se denomina comunidad. Los factores ambientales o ecológicos son todos los elementos del ecosistema susceptibles de actuar sobre alguna fase del desarrollo

de los organismos. Pueden ser directos e indirectos, abióticos y bióticos y se caracterizan por su predictibilidad, intensidad y variabilidad (Castillo *et al.*, 2005).

Entre los ecosistemas más vulnerables a la contaminación ambiental pueden mencionarse el suelo, las aguas subterráneas y superficiales y el aire. Los problemas de contaminación surgen con la Revolución Industrial, donde de forma gradual se fueron generando diferentes tipos de residuos. Al principio no se prestaba interés por la generación de residuos porque se confiaba en la capacidad del medio para asimilarlos y se desconocía además sus efectos devastadores. A partir de los años 1960 se empezó a tener conciencia del problema de los contaminantes ambientales (Castillo *et al.*, 2005).

El suelo es el componente del ambiente que ha sufrido un mayor deterioro en menor tiempo si se compara con los factores: aire, agua y atmósfera, los cuales han tenido mayor atención tanto desde el punto de vista legislativo como técnico (Nápoles, 2005).

Un compuesto xenobiótico (del griego *xenos*: extraño) es aquel que no se encuentra de forma natural en los diferentes ecosistemas; se obtienen por síntesis química y llega a los ecosistemas por la actividad antropogénica: urbana o industrial. La contaminación con compuestos xenobióticos rompe el equilibrio normal entre el medio físico, químico y biológico, compatible con la vida. Su

toxicidad radica en su persistencia en el medio donde impactan (Alexander, 1999; Abalos *et al.*, 2004; Orozco *et al.*, 2004; Nápoles, 2005).

El precio de recuperar los ecosistemas contaminados es incalculable, y es por ello que los gobiernos, las industrias y la sociedad han reconocido la necesidad de utilizar alternativas más económicas a los métodos tradicionales físico – químicos con los que se han tratado los residuos generados por la humanidad. No es de extrañar que la biorremediación constituya una de las metodologías en expansión, considerándose como una tecnología muy competitiva, entre otras ventajas por su bajo costo (Viñas *et al.*, 2001).

La biotecnología ambiental no es un campo nuevo, el proceso de compostaje y los tratamientos de agua residual son ejemplos familiares de antiguas biotecnologías ambientales. Sin embargo, estudios recientes en biología molecular y ecología han ofrecido oportunidades para procesos biológicos más eficientes. Estos estudios incluyen la limpieza de agua y suelos contaminados (Vidal, 2001).

La biotransformación se define como el proceso mediante el cual los residuos orgánicos son biológicamente degradados en condiciones controladas a un estado inocuo, o para alcanzar niveles inferiores a los límites de concentración establecidos por la reglamentación de autoridades (Mueller, 1996).

La empresa Aspenware Inc. Ha diseñado cubiertos 100% amigables con el ambiente, los cuales son biodegradables, y no contienen elementos tóxicos (como los cubiertos de plástico) que perjudiquen la salud de la población. La materia prima de estos son los árboles, los cuales son: Aspen (*Populus Tremula*) y Birch (*betula papyrifera*).

En atención a los elementos previamente señalados y con el propósito de evaluar la capacidad del proceso de composteo, sobre residuos de madera se plantearon los siguientes objetivos:

1.1Objetivos.

Determinar el tiempo de descomposición de los cubiertos de madera de la compañía ASPENWARE Inc., mediante el uso de diferentes tratamientos de composteo e identificar ¿cuál tratamiento es más efectivo? para la descomposición de cubiertos de madera.

1.2Hipótesis.

Existiendo las condiciones favorables para el proceso de compostaje, los cubiertos sufrirán una degradación significativa al concluir el tiempo del proyecto (12 semanas).

II.REVISIÓN DE LITERATURA.

2.1 Alternativas para reducir la Contaminación Ambiental.

El reciclaje y el uso de fuentes renovables son unas de las acciones más importantes disponibles para reducir la contaminación ambiental y representa una de las áreas más dinámicas en la industria y agricultura. El reciclar y el uso de productos renovables proporciona oportunidades para reducir el uso del petróleo, las emisiones de dióxido de carbono y las cantidades de residuos que requieren disposición final (Hopewell *et al.*, 2009).

El compost es un producto renovable, este es benéfico para el suelo, proviene de residuos orgánicos y puede ser una solución útil y ecológica a dos problemas: el mejoramiento del suelo y la disposición final de residuos (Burgos *et al.*, 2001).

2.2 Compostaje.

El proceso de compostaje se define generalmente como la descomposición biológica oxidativa de compuestos orgánicos en los residuos de casi cualquier naturaleza en condiciones controladas (Sharma *et al.*, 1997). También, el compostaje se refiere a la degradación aeróbica y/o anaeróbica de desechos orgánicos en humus. El proceso estabiliza los residuos orgánicos (Tiquia *et al.*, 2000), destruye la mayoría de los parásitos, agentes patógenos y virus que se presentan en los desechos. No es solamente una técnica de tratamiento de

residuos sino también es una técnica de reciclaje, ya que el producto final puede ser usado en la agricultura como fertilizante, en jardinería o como acondicionador del suelo (Walker *et al* 1973).

Un sistema de composteo es dinámico, porque cuenta con una intensa variedad biológica. Esto causa que el sistema cambie sus propias condiciones biológicas. El Compostaje es un proceso microbiano, y el rendimiento total del proceso, es por lo tanto el efecto combinado de la actividad de microorganismos individuales. Es importante entender y controlar los factores ambientales que afectan la vida microbiana en el compost. Los parámetros más importantes para los microorganismos son: temperatura, oxígeno, humedad, pH, porosidad, conductividad eléctrica y la relación C:N (Miller, 1993).

El compost puede mejorar la estabilidad del suelo, y como consecuencia reducir el riesgo de erosión (Pinamonti y Zorzi, 1996), incrementar la porosidad y la capacidad de retención del agua del suelo (McConnell *et al.*, 1993; Giusquiani *et al.*, 1995.), reducir la acidificación del suelo (Bengtson y Cornette, 1973), y liberar elementos nutritivos hacia las plantas (Sikora y Enkiri, 1999; Chodak *et al.*, 2001). Estos y otros fenómenos, tienen efectos positivos en la salud y en el desarrollo de las especies vegetales (Pinamonti y Zorzi, 1996).

Aunque el proceso de compostaje ocurre naturalmente, éste puede ser mejorado y acelerado por intervención humana. El compostaje conduce a una

reducción de volumen (20% a 60%) de la materia prima sometida a este proceso. Gran parte de esta reducción resulta de la pérdida de dióxido de carbono, agua y gases menores hacia la atmósfera (BCMAF, 1996).

Según la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos (2008), el compost puede ser utilizado para:

- Biorremediación y prevención de contaminación
- Control de enfermedades para las plantas y animales
- Control de la erosión y para actividades de paisajismo
- Mejorar la estructura y la calidad del suelo
- Reforestación, restauración de humedales, y revitalización de hábitats.
- Capturar y destruir el 99.6% de los contaminantes químicos volátiles industriales.
- Remover aceites, grasas, y metales pesados de escurrimientos causados por tormentas pluviales.

La madurez y estabilidad son parámetros importantes para determinar la calidad del compost. La madurez es un término general que describe el estado físico del compost para un uso final en particular (Brewer y Sullivan, 2001). Está comúnmente asociada con el potencial de crecimiento de la planta o la fitotoxicidad (Iannotti *et al.*, 1993). El Compost maduro está listo para utilizarse siempre y cuando contengan concentraciones insignificantes o aceptables de NH_3 , o pequeñas cadenas de ácidos orgánicos (Brewer y Sullivan, 2003).

La estabilidad puede ser definida como la medida en que el material biodegradable ha sido descompuesto. Un material es considerado inestable si contiene una gran proporción de materia biodegradable el cual sostiene una gran actividad microbiana. Si el material contiene principalmente compuestos recalcitrantes, no está apto para sostener actividad microbiana y por lo tanto, se considera estable. La estabilidad no es solamente una importante característica de calidad si no también puede ser utilizada para monitorear el rendimiento y la evaluación comparativa de diferentes sistemas de compostaje (Lasaridi y Stentiford, 1998).

La calidad de la materia orgánica del compost depende de la composición del material residual, el proceso de compostaje, y la madurez del compost. Entendiendo la relación entre el origen del compost, las características de la materia orgánica en el compost, y la eficacia en la estabilización agregada, éstos contribuirán a un uso más eficiente en el mercado del compost (Francou *et al.*, 2005).

2.2.1 Microorganismos en el proceso de compostaje.

Los microorganismos existen en cualquier lugar de la Tierra. Ha sido estimado que el número de éstos es tanto como $4-6 \times 10^{30}$ (Whitman *et al.*, 1998) y el número estimado de diferentes especies de bacterias en un gramo de suelo es 10^7 (Gans *et al.*, 2005). Estos organismos afectan la salud del hombre y la

agricultura, también tienen un papel clave en los ciclos geoquímicos del planeta (Curtis y Sloan 2005).

El suelo de la superficie terrestre por sí mismo, se considera que es extremadamente diverso por su variedad heterogénea espacial, complejo químico y propiedades biológicas (Daniel, 2005), lo cual provee las condiciones de crecimiento para diversos grupos de microorganismos. Naturalmente los microorganismos y los invertebrados son los degradadores primarios que acomplejan el compostaje.

Las bacterias son categorizadas de acuerdo al uso de oxígeno, como: aerobias, anaerobias y anaerobias facultativas. Las aerobias requieren oxígeno, las anaerobias requieren de un ambiente sin oxígeno y por último las facultativas aerobias pueden sobrevivir en ambientes aerobios o anaerobios (Sutherson, 1997). Los organismos aerobios se conducen a niveles de oxígeno mayor a un 5% en un sistema de compostaje (la concentración de oxígeno en el aire es de aproximadamente 21%). Estos son los microorganismos preferidos para el proceso de composteo, desde que éstos proporcionan el más efectivo y rápido compostaje (BCMAF, 1996). Por su parte, los organismos anaeróbicos aparecen cuando el proceso de compostaje es deficiente en oxígeno. Estas condiciones causan que el ritmo de descomposición decline (Tiquia *et al.*, 1996) generándose severos problemas de olor. Algunos de los productos de la descomposición anaeróbica son el sulfuro de hidrógeno, ácidos y alcoholes que pueden ser nocivos para el desarrollo de plantas.

2.2.2 Temperatura.

La temperatura juega un rol importante en el proceso de compostaje, ya que funciona como un indicador importante en el proceso (Epstein, 1997a; Rynk, 1992).

En el caso del proceso de compostaje, los microorganismos son tradicionalmente clasificados de acuerdo a sus preferencias por la temperatura. Aquellas bacterias que crecen mejor a temperatura ambiente se les denominan Mesofilicas (25-45 °C), mientras aquellas que tienen una temperatura sobre los 45 °C se les llaman termófilicas (Madigan *et al.*, 2000). Las bacterias que crecen entre 0-15 °C se les denomina psicofilicas. A pesar de que las psicofilicas crecen mejor a bajas temperaturas, estas crecen muy lentamente. Las Termófilas tienen un crecimiento pobre a temperatura ambiente, prefieren ambientes con temperaturas elevadas (Thiel, 1999). La Temperatura es también un factor fundamental afectando el ritmo y el resultado neto de reacciones químicas y bioquímicas. (Johnson *et al.*, 1974).

La temperatura del compost afecta tanto la dinámica de la comunidad microbiana (Strom, 1985) y así como el ritmo de descomposición. Varios estudios

han investigado el efecto de la temperatura en el ritmo de descomposición, pero las conclusiones sobre la temperatura óptima, para este proceso difieren.

Las temperaturas por encima de 55 °C durante varios días en el proceso de compostaje pueden provocar una reducción significativa de la población de *E. coli* y otros agentes patógenos (Epstein, 1997b). Suler y Finstein (1977) encontraron un gran ritmo de descomposición alrededor de los 50 °C que a temperaturas más elevadas. Jeris y Regan (1973) mostraron un ritmo máximo de descomposición de 40 a 60 °C para diferentes materias primas.

Campbell *et al.* (1990); McKinley y Vestal (1985) encontraron una máxima descomposición a 40 °C, mientras que Haug (1993) consideró una temperatura óptima alrededor de los 65 °C. A pesar de estas diferencias, varias revisiones constataron que la descomposición rápida de diversos residuos se encuentra de 52 a 60 °C (Miller, 1993; Richard y Walker, 2006). Tuomela *et al.* (2000) reportaron que la temperatura óptima para los hongos termofilicos oscila entre los 40-50 °C, correspondiente con la temperatura optima para la degradación de lignina en compost.

El compost a pequeña escala (en patios traseros) es comúnmente caracterizado por tener bajas temperaturas, mientras que las grandes pilas de compost por lo regular tienen temperaturas considerablemente mayores a los 60 °C. Las temperaturas elevadas son uno de los graves problemas ambientales a los

que están expuestos los organismos, en lo cual requieren muchas adaptaciones moleculares para tolerancia y crecimiento (Amelunxen, 1978).

Los cambios de temperatura que ocurren durante el proceso de compostaje contribuyen a una sucesión de diferentes comunidades microbianas en el tiempo (McKinley y Vestal, 1985; Miller, 1993; Klamer y Bååth, 1998).

De acuerdo con *Tansey et al.* (1978), el proceso de compostaje es llevado a cabo por tres tipos de bacterias:

- **Psicrofilicas**- microorganismos que reportan temperaturas ($<15^{\circ}\text{C}$)
- **Mesofilicas** – microorganismos que reportan temperatura ($25 - 45^{\circ}\text{C}$)
- **Termofilicas**- microorganismos que reportan temperaturas ($45-75^{\circ}\text{C}$)

2.2.3 pH.

El proceso de compostaje puede desarrollarse efectivamente sobre un amplio rango de pH de 3 a 11 sin limitar el proceso (Bertoldi y Zucconi 1987). El pH óptimo para el desarrollo de microorganismos está entre 6.5 y 7.5 (BCMAF1996), el pH ideal para la mayoría de los microorganismos es 7.0, que corresponde al punto neutro.

Los valores de pH cambian durante el proceso, debido a cambios en la composición química, en general, el pH desciende sobre el valor neutro al inicio del proceso debido a la formación de ácidos orgánicos y más tarde se eleva sobre

el valor neutral, debido a que los ácidos han sido consumidos y por que el amonio ha sido producido (Beck-Friis *et al.*, 2003).

El pH del compost es influenciado por tres sistemas ácido-base. El primero es el sistema carbónico, con dióxido de carbono (CO_2), el cual es formado durante la descomposición y puede escapar como gas o en forma de líquido, formando ácido carbónico (H_2CO_3), bicarbonato (HCO_3^-) y carbonato (CO_3^{--}), (Beck-Friis *et al.*, 2003).

El segundo sistema es el amonio (NH_4^+), y el amoniaco (NH_3), los cuales se forman con la descomposición de la proteína. El último sistema está compuesto por varios ácidos orgánicos, entre los cuales destacan el ácido acético y el ácido láctico, este sistema puede reducir el valor del pH hasta 4 (Weast *et al.*, 1989-1990).

En el caso de los ácidos orgánicos, éstos limitan el crecimiento y actividad microbiana en niveles ácidos ($\text{pH} < 7.0$) (Cherrington *et al.*, 1991). Diferentes microorganismos tienen diferentes sensibilidades a los ácidos orgánicos. Generalmente, las bacterias son más sensibles a los ácidos que los hongos (Atlas y Bartha, 1998), los ácidos interfieren con las funciones celulares de los organismos.

Usualmente los ácidos orgánicos se van eliminando durante el proceso de compostaje (Jeris y Regan, 1973). En niveles alcalinos ($\text{pH} > 7.0$), el radical de amonio deja su estado ionizado y es volatizado. Así mismo, como el pH se incrementa, también se incrementará la cantidad de amoníaco en el proceso de compostaje. Combinando esta volatización con las características de altas temperaturas, el proceso de compostaje conlleva una extensa pérdida de nitrógeno en forma de amoníaco (Diaz *et al.* 1993).

En un compost bien aireado los ácidos orgánicos serán descompuestos y el pH se incrementará, por otra parte el compost que contiene niveles muy bajos de oxígeno tendrá como resultado; una gran producción de ácidos orgánicos y habrá una descomposición lenta de éstos (Beck-Friis *et al.*, 2003).

El incremento y la actividad de las bacterias que producen los ácidos orgánicos hacen que el pH llegue a alcanzar niveles ácidos ($\text{pH} < 7$), cuando se empieza a incrementar la temperatura por arriba de los 45°C como resultado de la actividad microbiana, habrá un notable incremento en el pH (Smårs *et al.*, 2002).

2.2.4 Aireación.

Durante el compostaje el girar o voltear los materiales es frecuentemente citado como el mecanismo primario de aireación y control de temperatura durante el compostaje (Michel *et al.*, 1996; Tiquia, 1996), girar el compost es con frecuencia un factor el cual afecta el ritmo de compostaje así como la calidad (Tiquia, 1996).

Los métodos aceptados de aireación para el compost son la aireación natural, pasiva y forzada (activa). Campbell y Darbyshire (1990), reportaron que el aire que fluye sobre el compost es el factor principal que afecta la temperatura. Si hay poco aire suministrado, la temperatura no alcanzara la esterilización deseada de 55 °C. Asimismo, algunas regiones del compost podrían convertirse anaerobias y emitir olores desagradables. Sin embargo si el compost recibe demasiado aire, el material se puede calentar demasiado, inhibiendo la participación y/o presencia de los microorganismos.

Darbyshire *et al.* (1989) utilizaron la aireación forzada para el compostaje de corteza de coníferas (*Sitka spruce bark – Picea sitchensis*) en el cual operaban con condiciones optimas, controlando la temperatura mediante el ajuste del flujo del aire en el desecho. Para reducir los altos costos de equipos de aireación, la aireación pasiva ha ido ganando popularidad. Debido a que la aireación forzada o activa ha requerido más equipos costosos, una alternativa a utilizar lo es sin duda la aireación pasiva.

McGarry y Stainforth (1978) reportaron un exitoso compostaje de residuos provenientes de granjas por aireación pasiva. Mathur *et al.* (1990), utilizaron aireación pasiva para el compostaje de turba con estiércol de borrega, vacas y aves de corral y obtuvieron temperaturas que oscilaban entre 55 y 65 °C después de 4 días, estas temperaturas se mantuvieron en dicho rango por 8 a 12 días. Zhan *et al.* (1992) obtuvieron temperaturas que oscilaban entre 60 y 65 °C

después de 3 días con la aireación pasiva utilizada en el compostaje de una mezcla de estiércol de aves de corral con turba.

Sartaj (1995) utilizó aireación pasiva en estiércol de borrega con turba, y demostró que el residuo puede alcanzar temperaturas termofílicas lo cual es muy importante para la esterilización de los residuos y sus reportes indican que pueden lograr un buen producto final.

El sistema de aireación natural no incluye un medio para facilitar la entrega de aire y no se recomienda su utilización con los residuos de alto contenido de humedad inicial (Sartaj 1995). La efectividad de las tuberías de aireación perforadas y su zona de influencia en aireación pasiva que contienen altas concentraciones iniciales de humedad (76%), lo cual fue investigado por Sartaj (1995).

Comparado con aireación pasiva, la aireación forzada ha sido reportada como capaz de acelerar el proceso de compostaje (Darbyshire *et al.*, 1989). Con la aireación forzada, la temperatura del compost puede regularse por el incremento o disminución de la demanda de oxígeno dependiendo de la fase de compostaje. La demanda de oxígeno es muy alta en la fase inicial de descomposición, esto sucede porque hay una expansión en la población microbiana, un incremento de la temperatura y un gran ritmo de actividad bioquímica (Zucconi y Bertoldi, 1987).

Por tanto si se deja por sí mismo, la temperatura interna del compost puede alcanzar una temperatura de 65°C el cual puede perjudicar a la población microbiana y así también al proceso de compostaje. Solo unas cuantas especies de microorganismos termofílicos (que son benéficos para el compostaje) demuestran una actividad metabólica sobre 70°C (Bertoldi y Zucconi 1987).

Independientemente de la técnica de aireación utilizada, los microorganismos responsables para el compostaje requieren oxígeno para propagarse y sobrevivir. En teoría, la cantidad de oxígeno requerida es determinada por la cantidad de carbono y nitrógeno que se oxida (Peavy *et al.*, 1985). Sin embargo, será imposible llegar a una precisión determinada para el requerimiento de oxígeno en base al contenido de carbono en el desecho, ya que una fracción desconocida de carbono es convertida en material celular y otra fracción desconocida es refractora en la naturaleza dentro de la cual el carbono sigue siendo inaccesible para los microorganismos (Diaz *et al.* 1993).

Para que el proceso de compostaje se desarrolle correctamente y que no intervenga con el metabolismo microbiano, el nivel de oxígeno en la atmósfera del material que se va a usar en el compostaje deberá de estar en un rango de 10 a 18 % de oxígeno (Bertoldi y Zucconi 1987).

2.2.5 Humedad.

Los microorganismos presentes en el compost, requieren humedad para su propagación y supervivencia. La actividad microbiana toma lugar en la película

liquida que se encuentra en la superficie de las partículas de los desechos. La humedad proporciona el medio de transporte de elementos solubles y efectúa las reacciones químicas del proceso (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Si existe exceso de humedad, éste saturará los espacios porosos y bloqueará el movimiento de oxígeno. Como resultado, los microorganismos no recibirán un suplemento adicional y morirán. El compost entraría en condiciones anaerobias y así producirá emisiones con olores fétidos resultando una fase ineficiente en el proceso de compostaje. Toda la actividad microbiana cesa cuando el contenido de humedad es menor del 8 a 12 % (Díaz *et al.*, 1993.) generalmente, la humedad recomendada para el compostaje oscila entre 50 y 60% (Poincelot, 1974; Lau y Wu, 1987; Schuchardt, 1987).

2.2.6 Porosidad.

Para permitir la circulación de aire, tiene que haber suficientes canales de aire en el material que se va a usar para compostaje. Fernandes *et al* (1993) reportaron que el nivel de porosidad óptima para el compostaje de desechos de animales oscila entre 30 y 50%. El espacio poroso del compost ayuda a almacenar y difundir oxígeno hacia las bacterias (Díaz *et al.* 1993).

2.2.7 Conductividad Eléctrica (salinidad).

La conductividad eléctrica (CE) es típicamente usada como indicador de la calidad del compost y generalmente se asume que es uno de los mayores factores limitantes para las aplicaciones de compost (Benito *et al.*, 2005).

La conductividad eléctrica mide la concentración de iones solubles (sodio, cloro, sulfatos, potasio, calcio, magnesio, etc.) o la salinidad del compost. El exceso de sales en el compost puede causar directamente fitotoxicidad, dependiendo de la tolerancia a sales de las especies vegetales (Zucconi *et al.*, 1981).

La salinidad afecta la germinación y crecimiento de las plantas tanto directa como indirectamente. Las plantas difieren en su tolerancia a sales. Plantas de baja tolerancia a sales pueden tolerar valores de 2 a 4 mmhos·cm⁻¹; plantas de mediana tolerancia pueden tolerar valores de 4 a 10 mmhos·cm⁻¹; y las de gran tolerancia pueden tolerar valores de 10 a 18 mmhos·cm⁻¹ (Tester y Parr, 1983).

2.2.8 Relación Carbono Nitrógeno.

Hay dos elementos químicos en la materia orgánica los cuales son extremadamente importantes, especialmente en su relación o proporción de cada uno; son el carbono y el nitrógeno (Miller 2000). El carbono es un macro elemento esencial y forma parte del metabolismo energético de los microorganismos. Es la mayor fuente de energía para los microorganismos y deberá de estar disponible para éstos cuando se concentran en grandes cantidades (Tchobanologous *et al.*, 1993).

El parámetro más ampliamente utilizado para el proceso de compostaje es la relación de C:N ; al tener una relación alta (ejemplo; residuos de madera 500:1) de C:N causará un comienzo lento en el proceso y el tiempo de compostaje será

más largo de lo usual (Tuomela *et al.*, 2000) mientras una relación baja (ejemplo; estiércol de aves; 7:1) de C:N resulta tener altas emisiones de NH₃ (Tiquia y Tam, 2000). La relación C: N puede ser usada como un indicador de madurez en el compost. La relación inicial C:N en el compost afecta la calidad de productos maduros (Heerden *et al.*, 2002; Huang *et al.*, 2004).

Se ha reportado que la relación C:N de 25-30 es óptima para actividades microbianas durante el procesos de nitrificación (Alexander, 1961). Bertoldi y Zucconi (1987) reportan que el proceso de compostaje se desarrolla en una relación del C:N que oscile entre 20:1 y 40:1 con el óptimo de 25:1. Al tener relaciones menores a 20:1, el nitrógeno se pierde en forma de amoniaco.

La discrepancia que hay entre la relación C:N recomendada y la requerida por los microorganismos se explica por el hecho de que el carbono presente en desechos orgánicos no es fácilmente biodegradable. Es así que la relación C:N de 20 a 40 está basada en el hecho de que del 100% al 30% de carbono contenido en el desecho es biodegradable (Barrington *et al.*, 1997).

III. MATERIALES Y MÉTODOS.

3.1 Localización del proyecto.

El proyecto inició el 29 de Mayo del 2008 y finalizó el 17 de Octubre del 2008, éste se desarrollo en el “Compost Technology Centre” el cual pertenece al Olds College, ubicado en la comunidad de Olds, Alberta, Canadá (Latitud: 51 47' 00" Longitud: -114 06' 00").

Los cubiertos fueron proporcionados por la compañía Aspenware Inc. Se registró el peso inicial de 108 cubiertos, mediante el uso de una balanza electrónica (modelo: GR200®), después los cubiertos se separaron en dos grupos; 54 cubiertos con cubierta final (CCF) y los otros 54 cubiertos sin cubierta (CSC). La única característica que existe para la identificación de los cubiertos es la siguiente: los cubiertos “CF” se encuentran pulidos, y los “SC” no presentan esta característica.

Para este estudio se utilizaron contenedores especiales denominados “Earth Machines TM”. Estos son comercialmente vendidos a la sociedad de los Estados Unidos y Canadá, los cuales son utilizados en los patios traseros para producir compost con los residuos domésticos (orgánicos). Estos contenedores especiales tienen capacidad para un volumen de 300 kg y se fabrican principalmente en los Estados Unidos de América.

3.2 Tratamientos y Repeticiones.

Tres mezclas de tratamientos fueron formuladas con diferente combinación; Residuo Solido Municipal (T_1), el cual es una mezcla de residuos domésticos (verduras, frutas, desechos de jardinería, etc.), estos residuos provienen de la comunidad de Olds, Alberta, Canadá, el siguiente tratamiento fue la combinación de virutas de madera con virutas de alfalfa (T_2) en una proporción 2:1, y finalmente solamente virutas de madera (T_3 , testigo). Cada uno de los tratamientos contenía 240 kg de volumen en masa.

A cada uno los tratamientos se les agregaron la cantidad de 36 cubiertos (18 CCF y 18 CSC). Para la identificación de los cubiertos se utilizaron bolsas especiales hechas de malla metálicas perforadas (0.23 mm de diámetro), también se les agregó una hilo de plástico de color naranja, y una etiqueta en la punta del hilo el cual tenía escrito la fecha de muestreo (esto ayudó a identificar los cubiertos en el día de muestreo).

Los cubiertos CCF se agruparon en tres por cada bolsa con un total de seis repeticiones por tratamiento, igualmente se repitió el proceso con los cubiertos CSC, luego las bolsas se instalaron en los tratamientos en forma ordenada de acuerdo a la fecha de muestreo.

Se recolectó una muestra de cubiertos CCF y otra muestra de los CSC por cada uno de los tratamientos, cada dos semanas durante el transcurso del

proyecto, el cual fue de 12 semanas. Se presento una limitación en la cantidad de cubiertos proporcionados, por lo que no se hicieron más repeticiones, lo cual hubiera sido interesante para ver si el comportamiento de descomposición es similar en los diferentes tratamientos.

Para el suministro de aire se utilizó la aireación forzada, se instaló un sistema de aireación por cada tratamiento, el cual estuvo compuesto por cinco tubos de policloruro de vinilo (PVC) con medidas de 5.08 cm de ancho por 30.48 cm de largo. Luego éstos se perforaron con un clavo (estos orificios fueron para la salida del aire), después se unieron los tubos en forma de cuadro con una salida al exterior, el cual se conectó para recibir el aire. Para llevar esta acción se utilizó una aspiradora (shop-vac, ultra pro®). A todos los tratamientos de les agregó aire, tres veces a la semana por un tiempo de cinco minutos.

Al inicio de la investigación se recolectaron muestras por cada tratamiento y se analizo el total de nitrógeno (AOAC, 1995), y el total de carbono (Allison, 1965; Navarro *et al.*, 1993; Lawson y Keeling, 1999). Para llevar a cabo este análisis químico, las muestras de compost se enviaron al laboratorio "Norwest ", ubicado en la ciudad de Edmonton, Alberta, Canadá.

El pH se midió con el pH-metro (modelo: EC-PH510®) en una relación 1:2.5 muestra: agua (Thomas 1999), y la conductividad eléctrica se midió con el conductivimetro (modelo: DDSJ-308A®) en una relación 1:2.5 muestra: agua. Estos análisis se desarrollaron cada tercera semana durante el periodo de la investigación (12 semanas).

La temperatura se registró diariamente (cada 2 h) con sensores de temperatura (Hoboware U12-001®). Los sensores se instalaron en el interior de cada una de los tratamientos.

Cada tres semanas se recolectaron muestras (aproximadamente 1.5 kg de peso fresco) a cada uno de los tratamientos, para la determinación del contenido de humedad (expresado en función del peso húmedo), se utilizó el horno de secado (Modelo: 1350F®) a 90°C durante 48 h (Peters *et al.*, 2003). En caso de que el nivel de humedad fuera inferior a lo recomendado, se agregaba agua hasta alcanzar el porcentaje óptimo de humedad (50-60 %) para la descomposición del material (Poincelot, 1974; Lau y Wu, 1987; Schuchardt, 1987).

Se utilizó el software Microsoft Excel office 2007 para llevar a cabo el análisis estadístico de los siguientes valores: Peso inicial y final, pH, conductividad eléctrica, temperatura y humedad, la representación de cada uno de éstos fue mediante análisis de regresión.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

El T₁ presentó una relación de C:N de 23.8:1 lo que significó que estuvo por debajo de lo recomendado (25-30:1) según Alexander (1961). Pero este factor no fue una limitante ya que de acuerdo a Bertoldi y Zucconi (1987) reportaron que el proceso de compostaje se puede desarrollar efectivamente en una relación de C:N que oscila entre 20:1 y 40:1 con el óptimo de 25:1. El T₂ registró una relación de C:N de 20.3:1 (cuadro 2), con dicho valor este tratamiento también se encuentra en el rango óptimo para el desarrollo del proceso de compostaje.

Finalmente, el T₃ (testigo) presentó una relación de C:N de 432.6:1, lo cual significa que el inicio del proceso será lento, y el tiempo de compostaje será más largo de lo usual (Tuomela *et al.*, 2000). El cuadro 1 muestra el contenido de carbono y nitrógeno por cada uno de los materiales utilizados en los tratamientos, estos porcentajes ayudaron para la determinación de la relación C:N en cada uno de los tratamientos.

Cuadro 1. Contenido total de carbono y nitrógeno para el composteo de materiales 2008.

Material	% Carbón	% Nitrógeno
<i>Virutas de alfalfa</i>	40.5	2.7
<i>Virutas de madera</i>	50.0	0.1
<i>Residuo Sólido Municipal</i>	18.0	2.0

Cuadro 2. Relación de Carbono/Nitrógeno de cada uno de los tratamientos Norwest Labs 2008.

Tratamiento	Relación Carbono: Nitrógeno
<i>Residuo solido Municipal (T₁)</i>	23.8 : 1
<i>Virutas de alfalfa/ V. Madera (T₂)</i>	20.3 : 1
<i>Virutas de Madera (T₃)</i>	432.6 : 1

Dadas las condiciones óptimas de humedad, relación C:N, pH, oxígeno, y composición de la materia prima, se favoreció el incremento de la temperatura en el T₁ y T₂ provocando que se mantuviera el rango de descomposición en el proceso de compostaje durante la primera mitad (seis semanas) de la investigación (Figura 1a y 1b).

La *fase de calentamiento* (proceso descomposición), en este punto la celulosa y la lignina son degradadas cuando se presentan altas concentraciones de temperaturas, también está acompañada por la pérdida de agua, oxígeno, amoníaco y calor. Por otro lado la *fase de enfriamiento* (maduración y estabilización) están acompañadas por el descenso de temperatura y el incremento de humificación en el material degradado (Figura 1a y 1b).

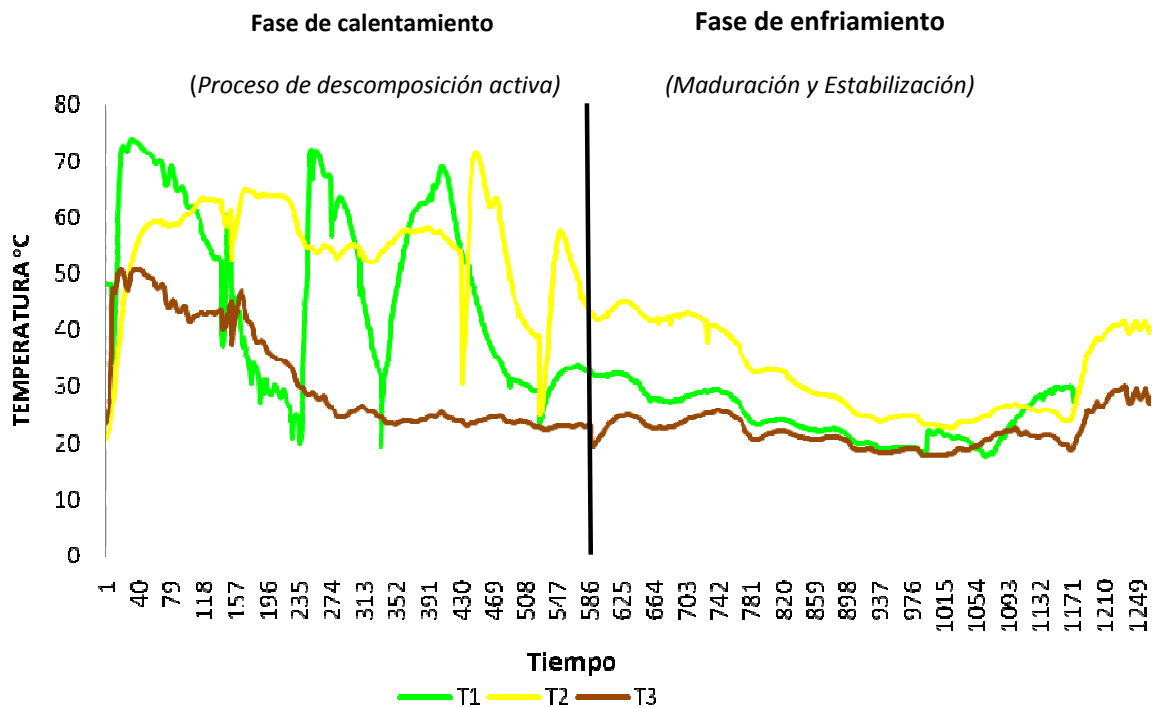


Figura 1a. Registro de temperatura (2h) durante 12 semanas.

El T₁ alcanzó una temperatura máxima de 65.8 °C en la primer semana, de la semana uno a la cinco se obtuvo un promedio de temperatura de 51.2 °C, donde según Miller (1993); Richard y Walker (2006) constataron que la descomposición rápida de la materia se encuentra de 52 a 60 °C. Esto significa que hubo presencia de bacterias termofilicas (>45 °C), cuya función fue la de acelerar la descomposición de la materia orgánica presente en el tratamiento.

La fase de maduración y estabilización se presentó a partir de la semana seis (Figura 1b), en este tiempo se obtuvo un promedio de 25.6 °C (niveles mesofilicos 25-45 °C) y el registro de la temperatura mínima fue en la semana 11

(19.4 °C). En este tratamiento se registraron tres ascensos en la temperatura, tal como lo indican las flechas verdes, fue porque se agregó agua y como resultado aumento el nivel de temperatura. El tratamiento presentó una temperatura promedio de 37.6 °C durante las 12 semanas.

El T₂ presentó una temperatura máxima de 62.0 °C (Cuadro 3) en la segunda semana. De la primera semana a la semana cinco del proyecto se registro un promedio de temperatura de 56.1 °C, esto ayudó a que existiera una descomposición rápida de la materia. Epstein (1997) constató que las temperaturas por encima de los 55 °C durante varios días ayudan a reducir significativamente la población de *E. coli* y otros agentes patógenos. Se obtuvo una temperatura promedio de 44.5 °C (niveles mesofilicos 25-45 °C) y el registro de la temperatura mínima fue de 24.1 °C en la semana 11. Al ver el descenso de temperatura se agregó agua tal como lo indican las flechas amarillas (Figura 1b), esto ayudó para que la temperatura se incrementara y a la vez para que se mantuviera en niveles mesofilicos.

El T₃ (testigo) presentó una temperatura máxima de 46.3 °C (Cuadro 3) en la segunda semana conforme pasaba el tiempo la temperatura fue descendiendo hasta presentarse una mínima de 18.4 °C la cual se encuentra en niveles psicofilicos (<25°C). El promedio de temperatura o durante las 12 semanas fue de 26.8 °C lo cual significa que estuvo en niveles mesofilicos. En este tratamiento no se presentó un ascenso significativo en la temperatura. En comparación de los

otros tratamientos, al T₃ no se le agregó agua, esto fue debido a que según Ward *et al.* (2000) las virutas de madera ofrecen una gran capacidad de retención de agua en comparación de otros materiales.

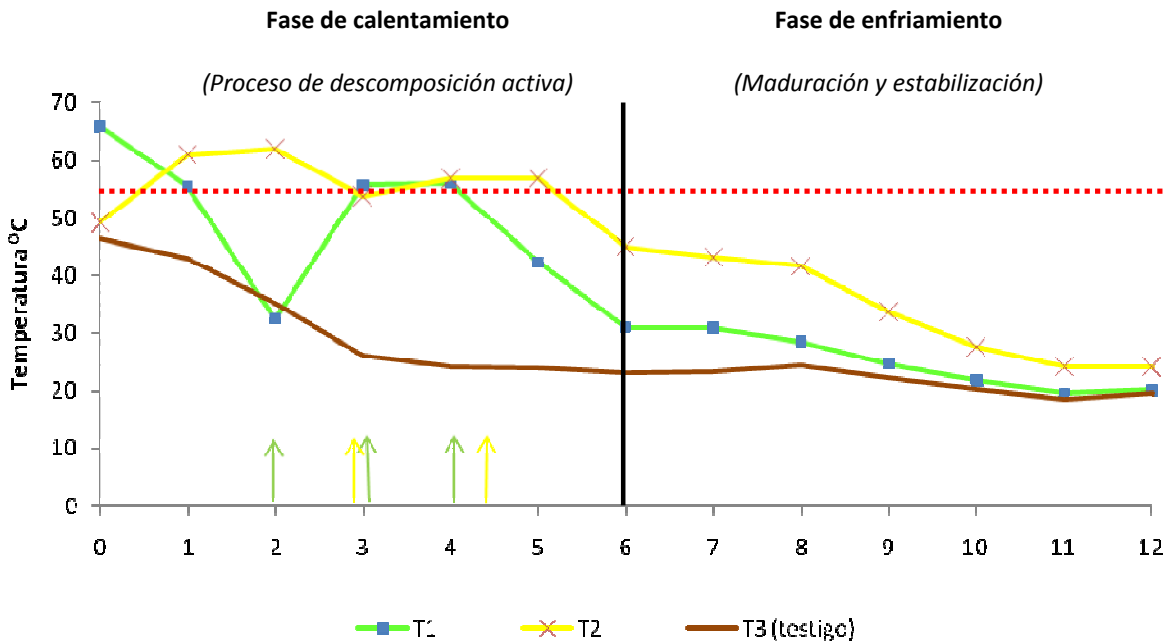


Figura 1b. Temperaturas promedio por semana. Las flechas indican la semana en que se agregó agua y la línea punteada es la temperatura (>55°C) que ayuda a reducir la población de agentes patógenos presentes en el compost según Epstein 1997.

Cuadro 3. Registro de Temperatura máxima y mínima, así como el promedio de temperatura afectado por los tratamientos de compost.

Tratamiento	Promedio de Temperatura (°C)	Temperatura Máxima (°C)	Temperatura Mínima (°C)
T ₁	37.2	65.8	19.4
T ₂	44.5	62.0	24.1
T ₃	26.8	46.3	18.4

- *T₁ Residuo sólido municipal.
- *T₂ Mezcla de virutas de madera con virutas de alfalfa 2:1.
- *T₃ Virutas de madera (Testigo).

Al inicio de la investigación se agregó agua a cada uno de los tres tratamientos, la figura 2 muestra la concentración de humedad inicial; en el T₁ del 65 %, para el T₂ fue de 98.3% y para el T₃ de 46.8 %. Esto significó que el T₁ y T₂ presentaron un exceso de humedad, donde de acuerdo a Tchobanoglous *et al* (1993), ésta saturaría los espacios porosos y bloqueará el movimiento de oxígeno. Como resultado, los microorganismos no recibirán un suplemento adicional de oxígeno y morirán. Conforme avanzó el tiempo y la temperatura incrementaba el nivel de humedad descendía.

El T₁ presentó una concentración máxima de humedad del 69.8 % en la tercer semana y una mínima de 35.4 % en la última semana de la investigación. En este tratamiento se obtuvo un promedio de humedad del 52.2% durante las 12 semanas que duro la investigación. Se agregó agua al inicio de la segunda, tercera y cuarta semana para mantener los niveles de humedad recomendados.

Como se había mencionado anteriormente el T₂ presentó al inicio de la investigación una máxima concentración de humedad del 98.3% y por otro lado se presento una mínima de 30.62 % en la tercera semana. En este tratamiento se obtuvo un promedio de humedad del 53.8 % durante la investigación, al igual que el T₁ se agregó agua para mantener los niveles de humedad óptimos pero esto fue solamente al inicio de la tercer semana y a mediados de la cuarta.

El T₁ y T₂ presentaron un promedio por encima del 50 % de humedad (Figura 2) durante todo el proceso de la investigación, de acuerdo a Poincelot (1974); Lau y Wu (1987); Schuchardt (1987), la humedad óptima para el proceso compostaje se debe de encontrar en un rango del 50 y 60%.

El T₃ (Testigo) presentó una concentración máxima de humedad del 61.75% en la tercer semana, y por otro lado se presentó una mínima del 29.3 % en la última semana de la investigación. Este tratamiento obtuvo un promedio de humedad del 43.3 %. Como se mencionó anteriormente, el T₃ no se le añadió agua, debido a que según Ward *et al.* (2000) las virutas de madera ofrecen una gran capacidad de retención de agua en comparación con otros materiales.

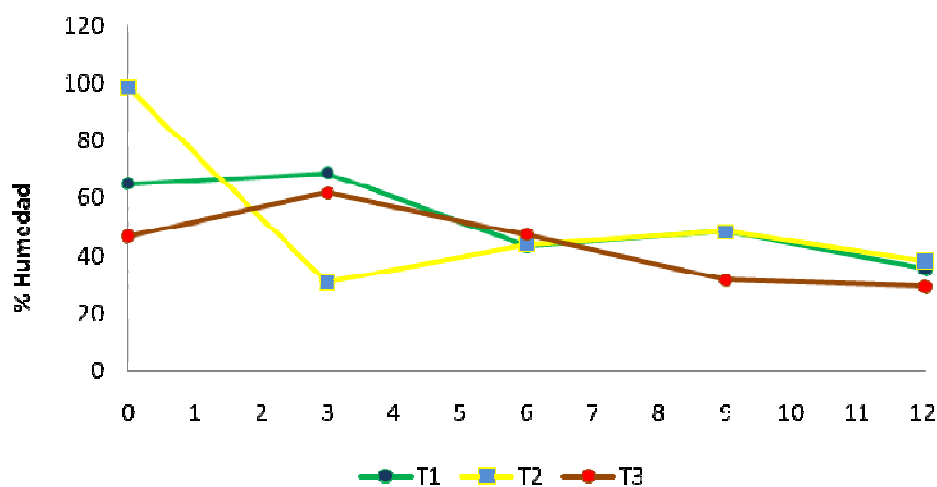


Figura 2. Comportamiento de la humedad durante el proceso de compostaje en 12 semanas.

Los valores de pH fueron variando conforme el proceso de compostaje se desarrollaba (Figura 3) durante las 12 semanas que duro la investigación. Como

se observa en la figura 2, el T₁ y T₂ presentaron valores óptimos para el desarrollo de los microorganismos.

Por otra parte, el T₃ se mantuvo en niveles inferiores (ácidos) al neutro, debido a que las virutas de madera están compuestas en su mayoría por ácidos orgánicos de los cuales el ácido acético y el ácido láctico dominan, este sistema puede reducir el valor del pH hasta 4 (Weast *et al.*, 1989-1990).

El T₁ presentó un pH máximo de 7.9 al inicio de la investigación, y un valor mínimo de 7.4 en la última semana. Este tratamiento obtuvo un promedio de 7.5, el cual es un rango óptimo para el desarrollo de microorganismos durante el proceso de compostaje (BCMAF, 1996).

Por otro lado, el T₂ presentó un pH máximo de 7.1 en la sexta semana del transcurso de la investigación y en contraparte se presentó un pH de 6.4 al inicio del proceso. Este tratamiento presentó un promedio general de 6.76 lo cual también conlleva igual que el T₁ a estar en un rango óptimo para el desarrollo de microorganismos en el proceso de compostaje.

Finalmente el T₃ se mantuvo en niveles ácidos (<7) presentando un pH máximo de 4.9 y un mínimo de 4.6 en la tercera y última semana de la investigación. Como se mencionó anteriormente de acuerdo a la teoría se presentó la formación de ácidos orgánicos y en atención a lo señalado por Cherrington *et al.*, (1991), estos ácidos reducen el crecimiento y la actividad microbiana.

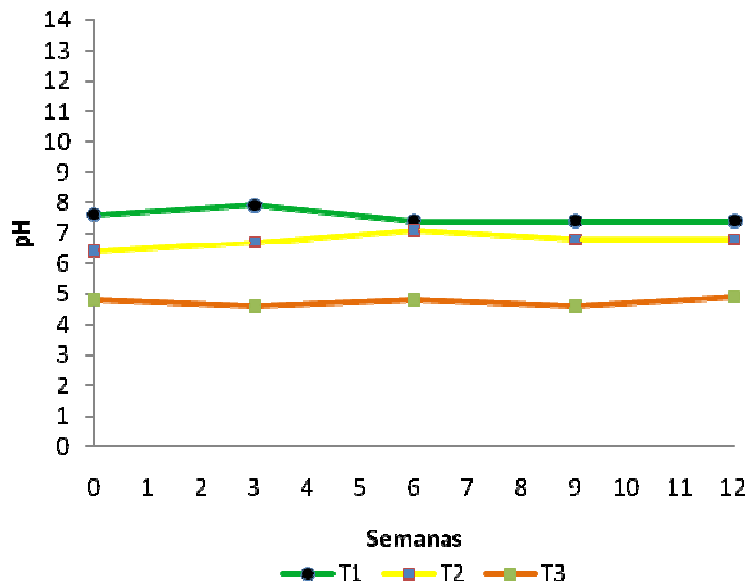


Figura 3. Comportamiento del pH, durante el proceso de compostaje en los diferentes tratamientos.

Los valores de conductividad eléctrica en los tres tratamientos oscilaron entre 0.73 y 3.03 $\text{mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Figura 4) lo que significa que no existe un problema de sales, ya que de acuerdo a Testery y Parr (1983), los valores que oscilan de 2-4 $\text{mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$ son óptimos para plantas de baja tolerancia a sales y no afectaría en el desarrollo de estas.

El T_1 presentó un promedio general de 2.73 $\text{mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$, mientras el T_2 fue de 2.88 $\text{mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$ y el T_3 tuvo un promedio de 0.865 $\text{mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$, los valores de cada tratamiento se mantuvieron constantes sin sufrir modificación durante el proceso de la investigación. La concentración de sales estuvo siempre en un rango de niveles óptimos, ya que al finalizar el proceso de compostaje, el compost

que se llegase a utilizar como abono no presentará una concentración excesiva de sales, y favorecerá el desarrollo óptimo de las especies vegetales.

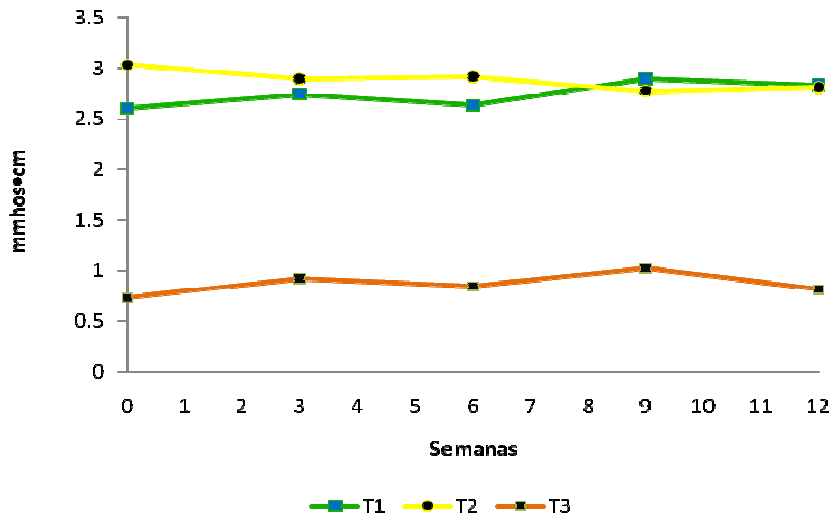


Figura 4. Comportamiento de Conductividad eléctrica presente en los diferentes tratamientos durante 12 semanas.

Las figuras 5 y 6 muestran la Biodegradabilidad de los cubiertos Aspenware en un sistema de composteo utilizando los contenedores (Earth Machines™), basándose en los datos recolectados los CCF del T₁ empezaron a transformarse notablemente a partir de la sexta semana en adelante, presentando una descomposición máxima del 40.4 % en la semana 12, por otro lado los CSC presentaron una biotransformación notable desde el inicio del proceso, presentando una descomposición máxima del 36.4 % en la semana 12. El T₁ fue el tratamiento más efectivo para la descomposición de los cubiertos Aspenware.

Los CCF del T₂ presentaron una biotransformación notoria desde el inicio de la investigación, presentando una máxima descomposición del 18.7 % en la

decima semana, sin embargo en este tratamiento los cubiertos CSC presentaron mayor transformación que los CCF con una degradación máxima de 23.3% en la decima semana. El T₂ fue el segundo tratamiento más efectivo para la biotransformación de los cubiertos Aspenware.

Como se esperaba en el T₃ los CCF y CSC no presentaron una transformación notoria durante el proceso de la investigación, esto fue debido a que las virutas de madera tiene una relación de C:N muy elevada (300-500:1) y esto hace que la descomposición de los cubiertos sea mínima o nula.

Desde el punto de vista ecológico microbiano, la concentración de temperaturas mesofilicas elevadas a termofilicas mínimas (40-50°C), éstas sostendrán mayor población microbiana de organismos degradadores de celulosa y lignina que a elevadas temperaturas (60-65°C).

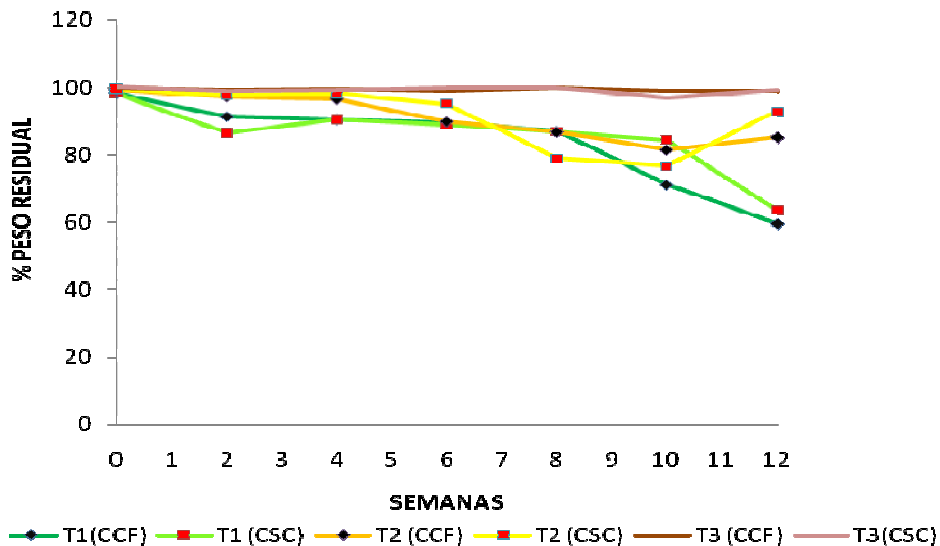


Figura 5. Porcentaje de peso seco residual de los cubiertos Aspenware afectado por diferentes tratamientos de compost durante 12 semanas. Cubiertos sin cubierta final (CSC), cubiertos con cubierta fina (CCF).

El porcentaje de descomposición fue variable en todos los tratamientos, esto fue debido a varios factores, tales como: La relación C:N, nivel de humedad, temperatura, presencia de población microbiana, pH, espacio de los contenedores, características de los materiales utilizados en el proceso de compostaje.

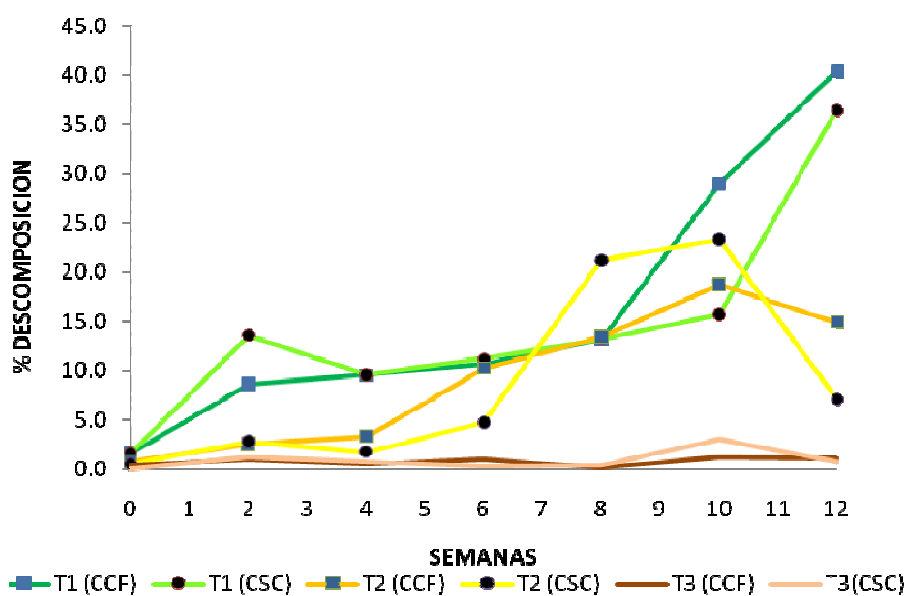


Figura 6. Porcentaje de descomposición de los cubiertos Aspenware afectado por diferentes tratamientos de compost durante 12 semanas. Cubiertos sin cubierta final (CSC), cubiertos con cubierta fina (CCF).

V. CONCLUSIONES.

El tamaño de los contenedores (Earth machines™), así como el volumen en masa del material pudo haber afectado el ritmo de descomposición de los cubiertos sin embargo, los CCF presentaron un mayor transformación que los CSC en un sistema de composteo, utilizando los contenedores. El residuo sólido municipal (T₁) fue el tratamiento que mejor resultado obtuvo, se estima que tomaría de 15-18 semanas en degradar completamente CCF siempre y cuando se mantenga la temperatura en un rango de los 50 °C, ya que a temperaturas elevadas >50 °C el proceso de degradación o transformación sería afectado. En condiciones similares, los CSC se degradarían completamente en un tiempo de 16-20 semanas.

Finalmente, la técnica de compostaje es muy importante en el ámbito, social, económico y ambiental, pues existe una gran variedad de beneficios, tales como la degradación de sub productos, control de enfermedades a las plantas, y principalmente la producción del compost, el cual mejora el rendimiento de los cultivos, la prevención de la erosión, revitalización de hábitats, retención de agua en suelos, etc.

VI. LITERATURA CITADA.

Abalos, A.; Viñas, M.; Sabaté, M.A.; Manresa, A.; Solanas, A.M. 2004. Enhanced biodegradation of Casablanca crude oil by a microbial consortium on presence of a rhamnolipid produced by *Pseudomonas aeruginosa* AT10. *Biodegradation* 15: 249-260.

Adriano, D.C., Chlopecka, A. And Kaplan, K.I. 1998, Role of Soil Chemistry in Soil Remediation and Ecosystem Conservation. *Soil Sci. Soc. Am. Spec. Public.* Madison, WI. pp. 361-386.

Alexander M. 1961. *Introduction to soil microbiology*. Toppan Company, Tokyo. AOAC (Official Methods of Analysis of AOAC International). 17th ed. William Horvitz, USA.

Alexander, M. 1999. *Biodegradation and bioremediation*. Second Edition. Academic Press. New York. pp 453.

Allison, L.E., 1965. Organic carbon: In: Black, C.A., D.D. Evans, J.L. White, L.E. Ensiminger, F.E. Clark and R.C. Dinauer (Editors), *Methods of soil analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. SSSA, Madison, WI, pp: 367-378.

Amelunxen, R. E., and A. L. Murdock. 1978. Microbial life at high temperatures: mechanisms and molecular aspects, p. 217-278. In D. J. Kushner (ed.), *Microbial life in extreme environments*. Academic Press, Inc., New York.

Association of Official Analytical Chemists (AOAC) *Official Methods of Analysis*. 1995. 15th ed. Washington, D.C.

Aspenware inc. 2008 www.aspenware.ca (consultado el 22 de Octubre 2008.)

Atlas, R.M. & Bartha, R. 1998. *Microbial ecology. Fundamentals and applications*. 4th Edition. Addison Wesley Longman. Menlo Park, California. 694 pp.

British Columbia Ministry of Agriculture and Food (BCMAF). 1996. Composting fact sheet. Disponible en: <http://www.agf.gov.bc.ca/resmgmt/publist/300Series/382500-2.pdf>. (Consultado el 22 de Octubre 2008).

British Columbia. Ministry of Environment, Lands and Parks (BCMELP). 1992. British Columbia Municipal Composting Resource Guide, Victoria.

Barrington, S.F., Elmoueddeb. K., and Porter, B. 1997. Improving small-scale composting of apple waste. *Canadian Agricultural Engineering*. 39:9-16.

Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., Eklind, Y. & Kirchmann, H. 2003. Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics. *Compost Science & Utilization* 11, 41-50.

Bengtson, G.W., and J.J. Cornette. 1973. Disposal of composted municipal waste in a plantation of young slash pine: Effects on soil and trees. *J. Environ. Qual.* 2:441–444.

Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Arrigo, N., Palma, R.M., Effron, D., 2005. Evaluation of maturity and stability of pruning waste compost and their effect on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Science* 170 (5), 360–370.

Bertoldi M., and Zucconi, F. 1987. Composting of inorganic residues. In: *bioenvironmental systems volume III*. Wise D.L. (ed). CRC press. Pp.95-126.
Brewer, L.J. & Sullivan, D.M. 2001. A quick look at quick compost stability tests. *Biocycle*, 42, 53–55.

Brewer, L.J. & Sullivan, D.M. 2003. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Science & Utilization*, 11, 96–112.

Burgos P.; Madejón E.; Murillo J.M. y Cabrera F.2001. Agricultural use of three organic residues: effect on orange crop and on chemical properties of a soil of the comarca costa de Huelva (SW, Spain). En "Proceedings of the

International Conference ORBIT 2001”, Spanish Waste Club, Orbit association (Editores)., (115-120). Sevilla, Spain.

Campbell, C.D., and Darbyshire, J.F. 1990. Composting of tree bark in small reactors. Adiabatic and fixed-temperature experiments'. *Biological Wastes*. 31 :175-185.

Campbell, C.D., J.F. Darbyshire, and J.G. Anderson. 1990. The composting of tree bark in small reactors—Adiabatic and fixed-temperature experiments. *Biol. Wastes* 31:175–185.

Castillo, F., Roldán MD., Blasco R., Huertas MJ., Caballero FJ., Moreno-Vivián C y Martínez-Luque M. 2005. *Biología ambiental*. Editorial TÉBAR, S. L. Madrid. pp 591.

Cherrington, C.A., Hinton, M., Mead, G.C. & Chopra, I. 1991. Organic acids: Chemistry, antibacterial activity and practical applications. *Advances in Microbial Physiology* 32, 87-107.

Chodak, M., W. Borken, B. Ludwig, and F. Beese. 2001. Effect of temperature on the mineralization of C and N of fresh and mature compost in sandy material. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164:284–294.

Curtis, T. P., & Sloan, W. T. 2005. Microbiology. Exploring microbial diversity—avast below. *Science* 309: 1331-1333.

Daniel, R. 2005. The metagenomics of soil. *Nat Rev Microbiol* 3: 470-478.

Darbyshire, J.F. Davidson, M.S., Gaskin, G.J. and Campbell, C.D. 1989. Forced aeration composting of coniferous bark. *Biological Wastes*, 30: 275-287.

Diaz, L.F., Savage, G.M., Eggerth, L.L. and Golueke, C.G. 1993. *Composting and Recycling Municipal SoUd Waste*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, pp 133.

Eney, A.B. and Petzold, D.E. 1987. The problem of acid rain: an overview. *Environmentalist*, 7, 95.

Environmental Protection Agency (EPA). 2008. Compost basic information. <http://www.epa.gov/waste/conserve/rrr/composting/basic.htm> (consultada el 22 de Octubre 2008)

Epstein, E. 1997a. The science of composting. Technomic Publ. Co. Inc., Lancaster, PA.

Epstein, E. 1997b. The effect of composting on pathogen destruction. Pages 225–235 in *The Science of Composting*. Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster, PA.

Fernandes, L., Zhan, W., and Patni, N. 1993. Passively aerated composting of animal wastes slurries. 1993 Joint CSCE-ASCE National Conference of Environmental Engineering. Montreal. Quebec. Canada.

Francou, C., M. Poitrenaud, and S. Houot. 2005. Stabilization of organic matter during composting: Influence of the process and feed stocks. *Compost Sci. Util.* 13:72–83.

Gans, J., Wolinsky, M., & Dunbar, J. 2005. Computational improvements reveal great bacterial diversity and high metal toxicity in soil. *Science* 309: 1387-1390.

Giusquiani, P.L., M. Pagliai, G. Gigliotti, D. Businelli, and A. Benetti. 1995. Urban waste compost: Effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.* 24:175–182.

Haug, R.T. 1993. *The practical handbook of compost engineering*. Lewis Publ., London.

Heerden, I.V., Cronje, C., Swart, S.H., Kotze, J.M. 2002. Microbial, chemical and physical of citrus wastes composting. *Biores. Technol.*, Vol.81, 71-76.

Hopewell, J., Dvorak, R. & Kosior, E. 2009. Plastics recycling: challenges and opportunities. *Phil. Trans. R. Soc. B* 364, 2115–2126. (doi:10.1098/rstb.2008.0311).

Huang, G.F., Wong, J.W.C., Wu, Q.T., Nagar, B.B. 2004. Effect of C/N on Composting of pig manure with sawdust. *Waste Manage. Res.*, Vol.24, 805-813.

Iannotti, D.A., Pang, T., Toth, B.L., Elwell, D.L., Keener, H.M. & Hoitink, H.A.J. 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science & Utilization*, 1, 52–65.

Jeris, J.S., and R.W. Regan. 1973. Controlling environmental parameters for optimum composting: Part I. Experimental procedures and temperature. *Compost Sci.* 14:10–15.

Johnson, F. H., H. Eyring, and B. J. Stover. 1974. The theory of rate processes in biology and medicine. John Wiley & Sons, Inc., New York.

Klamer, M., and E. Bååth. 1998. Microbial community dynamics during composting of straw material studied using phospholipid fatty acid analysis. *FEMS Microbiol. Ecol.* 27:9–20.

Lasaridi, K.E. & Stentiford, E.I. 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Research*, 32, 3717–3723.

Lau, D.C.W., and Wu, M.M.W. 1987. Manure composting as an option for utilization and management of animal wastes. *Resource and Conservation*, 13:145-156.

Lawson, M.J. and A.A. Keeling. 1999. Production and physical characteristics of composted poultrycarcasses. *Br. Poult. Sci.*, 40: 706-708.

Madigan, M.T., Martinko, J.M. & Parker, J. 2000. *Brock - Biology of microorganisms*. 9th Edition. Prentice-Hall. Upper Saddle River, N.J., USA. 991 pp.

Mathur, S.P., Patni, N.K., and Levesque, M.P. 1990. Static pile passive aeration composting of manure slurries using peat as a bulking agent. *Biological Wastes* 34:323-334.

Mc Conell, D.B., A. Shiralipour, and W.H. Smith. 1993. Compost application improves soil properties. *BioCycle* 34:61–63.

Mc Garry, M.G. and Standford, J. 1978. Compost fertilizer and biogas production for human and farm wastes in the People's Republic of China. International Development Research Centre, Ottawa, Canada, pp. 7-13.

McKinley, V.L., and J.R. Vestal. 1985. Physical and chemical correlates of microbial activity and biomass in composting municipal sewage sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 50:1395–1403.

Michel, F.C., L.J. Forney, A.J.F. Huang, S. Drew, M. Czu Prenski, J.D. Lindeberg and C.A. Reddy. 1996. Effects of turning frequency, leaves to grass mix ratio and windrow vs pile configuration on the composting of yard trimmings. *Compost Science and Utilization* 4: 26-43.

Miller C. 2000. Understanding the Carbon-Nitrogen Ratio, *Acres U.S.A.* 30 (4): 20.

Miller, F.C. 1993. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. p. 515–544. In F.B.J. Metting (ed.) *Soil microbial ecology*. Marcel Dekker, New York.

Mueller J. G, Cerniglia C. E, Pritchard P.H. 1996. *Bioremediation of Environments Contaminated by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. In *Bioremediation: Principles and Applications*, pp.125–194, Cambridge University Press, Cambridge.

Nápoles, J. 2005. Ensayos de tratabilidad en suelos contaminados con petróleo. Tesis en opción al título de Máster en Biotecnología. Mención Ambiental. Universidad de Oriente.

Navarro, A.F., J. Cegarra, A. Roig and D. Garcia. 1993. Relationship between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresour.Technol.*, 44: 203-207.

Orozco, C.; Pérez, A.; González, M. N.; Rodríguez, F.; Alfayate, J. M. 2004. Contaminación ambiental: una visión desde la química. Primera edición. Thomson. Madrid. España pp 453– 450.

Peavy, H.S., Rowe, D.R. and Tchobanoglous, G. 1985. Environmental Engineering. McGraw Hill Publishers, New York, USA. pp 661-665.

Peters, J., S.M. Combs, B. Hoskins, J. Jarman, J.L. Kovar, M.E. Watson, A.M. Wolf, and N. Wolf. 2003. Recommended methods of manure analysis. Publ. A3769. Coop. Ext., Univ. of Wisconsin, Madison.

Pinamonti, F., and G. Zorzi. 1996. Experiences of compost use in agriculture and in land reclamation projects. p. 515–527. In M. De Bertoldi et al. (ed.) The science of composting. Blackwell Acad. Publ., London.

Poincelot, R. P. 1974. A scientific examination of the principles and practice of composting. *Compost Sci.* 15:24-31.

Richard, T.L., and L.P. Walker. 2006. Modeling the temperature kinetics of aerobic solid-state biodegradation. *Biotechnol. Prog.* 22:70–77.

Rynk, R. 1992. On-farm composting handbook. Publ. NRAES-54. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Ithaca, NY.

Sartaj, M. 1995. Influence zone of aeration pipes and temperature variations in passively aerated composting of manure slurries. *Transactions of the ASAE*, 38:1835-1841.

Schuchardt, F. 1987. Composting of liquid manure and straw. In: Proceedings of the 4th International CIEE, pp 271-281.

Sharma, V.K., M. Caudatelli, F. Fortuna and Cornacchia. 1997. Processing of urban and agro-industrial residues by aerobic composting: review. *Energy Conversion and Management* 38 (5): 453-478.

Sikora, L.J., and N.K. Enkiri. 1999. Growth of tall fescue in compost/fertilizer blends. *Soil Sci.* 164:62–69.

Smårs, S., Gustafsson, L., Beck-Friis, B. & Jönsson, H. 2002. Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control. *Bioresource Technology* 84, 237-241.

Strom, P.F. 1985. Effect of temperature on bacterial species diversity in thermophilic solid waste composting. *Appl. Environ. Microbiol.* 50:899–905.

Suler, D.J., and M.S. Finstein. 1977. Effect of temperature, aeration, and moisture on CO₂ formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste. *Appl. Environ. Microbiol.* 33:345–350.

Sutherson, Suthan S. *Remediation Engineering: Design Concepts*. Lewis Publishers, 1997.

Tansey, M. R., and T. D. Brock. 1978. Microbial life at high temperatures: ecological aspects, p. 159-216. In D. J. Kushner (ed.), *Microbial life in extreme environments*. Academic Press, Inc., New York.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., and Vigil, S. 1993. *Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill, Inc. New York, New York.

Tester, C.F.; Parr, J.F. 1983. Decomposition of sewage sludge compost in soil. IV. Effect indigenous salinity. *Journal of Environmental Quality*, 12: 123-126.

Thiel Teresa. 1999. *Introduction to Bacteria. Science in the real world: Microbes in Action*. University of St. Louis.

Thomas, G.W. 1999. Soil pH and soil acidity. p. 475–490. In D.L. Sparks et al. (ed.) *Methods of soil analysis. Part 3. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI.*

Tiquia, S.M. and N.F.Y. Tam. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environmental Pollution* 110: 535-541.

Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., Hodgkiss, I.J. 1996. Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter at different moisture contents. *Biores. Technol.*, Vol.55, 201-206.

Tuomela, M., M. Vikman, A. Hatakka and M. Itavaara. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. *Bioresource Technology* 72 (2): 169– 183.

Vidal, M. 2001. Bioremediation, An Overview. *Pure Appl. Chem.*, Vol. 73, No. 7, pp. 1163-1172.

Viñas, M.; Sabaté, J.; Grifoll, M. y A.M. Solanas. 2001. Ensayos de tratamiento en la recuperación de suelos contaminados por la tecnología de la biorremediación. *Residuos. Revista técnica.* 59:78 – 82.

Walker, J. M., and G. B. Willson. 1973. Composting sewage sludge: why? *Compost Sci.* 14:10-12.

Ward, P.L., J.E.Wohlt, P.K. Zajac, and K.R. Cooper. 2000. Chemical and physical properties of processed newspaper compared to wheat straw and wood shavings as animal bedding. *J. Dairy Sci.* 83:359–367.

Weast, R.C., Lide, D.R., Astle, M.J. & Beyer, W.H. Eds. 1989-1990. *CRC handbook of chemistry and physics*. CRC Press. Boca Raton, Florida.

Whitman, W. B., Coleman, D. C., & Wiebe, W. J. 1998. Prokaryotes: the unseen majority. *Proc Natl Acad Sci U S A* 95: 6578-6583.

Zhan, W., Fernandes, L., and Patni, N. 1992. Composting of poultry manure slurries. *Canadian Agricultural Engineering*, Saskatoon, Saskatchewan. Paper #92-515.

Zucconi F., and Bertoldi M. De. 1987. Specifications for solid waste compost. *Biocycle*, May/June 1987. 28:56-61.

Zucconi, F., Monaco, A., Debertoldi, M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle* 22 (4), 27–29.