

EFFECTO DE LA ADICIÓN DE AGENTES ESTRUCTURANTES A RESIDUOS HORTÍCOLAS EN TRATAMIENTOS AEROBIOS

EFFECT OF BULKING AGENTS ADITION TO HORTICULTURAL WASTES IN AEROBIC TREATMENTS

Fabián Robles-Martínez^{1,3*}; Irwing M. Ramírez-Sánchez¹; Ana Belem Piña-Guzmán¹; Francisco J. Colomer-Mendoza^{2,3}

¹Departamento de Bioprocesos, Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología, Instituto Politécnico Nacional. Av. Acueducto s/n. Col. La Laguna, Ticomán, C. P. 07340, D. F., MÉXICO.

²Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales, Universidad Jaume I. Av. Vicente Sos Baynat, s/n, C. P. 12071 Castellón, España.

³REDISA: Red de Ingeniería en Saneamiento Ambiental (www.redisa.uji.es)
Correo-e: froblesm@ipn.mx (*Autor responsable).

RESUMEN

Se estudió el efecto de la adición de agentes estructurantes (AE) sobre la degradación aerobia de una mezcla de residuos hortícolas. La mezcla estuvo compuesta por seis de los residuos orgánicos generados en mayor cantidad en la Central de Abasto de la Ciudad de México, los cuales fueron jitomate, piña, plátano, lechuga, naranja y papaya. Tales residuos tienen un elevado contenido de humedad; por ello, es necesario adicionar agentes estructurantes (AE) para mejorar sus propiedades en procesos aerobios como el compostaje o el biosecado. Los AE evaluados fueron: a) viruta de madera, b) residuos de poda y c) una mezcla de composta con viruta de madera. Durante el proceso de degradación se midieron la generación y el pH de los lixiviados, así como la temperatura, el contenido de humedad y la reducción de masa de los residuos. Los resultados mostraron que el contenido de humedad de los residuos hortícolas puede ser regulado con la adición de AE secos que absorben parte del lixiviado durante las primeras semanas del proceso, además de mejorar la estructura en las pilas evitando con esto la degradación anaerobia. El tratamiento que presentó mejores resultados fue aquel donde se aplicó una mezcla de composta y viruta de madera como AE, donde se observó una reducción en la generación de lixiviados de 64.6 % con respecto al ensayo testigo que contenía 0 % de AE. La reducción de masa en base seca, con relación a la masa total inicial, fue en promedio de 89 % en todos los tratamientos.

Palabras clave adicionales: residuos sólidos, biodegradación, lixiviados.

ABSTRACT

The effect of the addition of bulking agents (BA) to horticultural waste during aerobic degradation was studied. The mixture was composed of six organic wastes generated in great quantities in the Central Market of Mexico City; they were tomato, pineapple, banana, lettuce, orange and papaya fruit. These organic materials have a high content of moisture; therefore, it is necessary to add BA in order to improve their properties during aerobic composting or biodrying processes. The BA used were: a) wood shavings, b) yard waste and c) a mixture of compost with wood shavings. During the degradation process, the generation and pH of leachate, as well as temperature, moisture content and mass reduction of solid waste was measured. The results showed that the moisture content in horticultural waste can be regulated with dry bulking agents that absorb some of the leachate during the first weeks of the process, while improving pile structure thus avoiding anaerobic degradation. The best results were obtained from the treatment consisting of a mixture of compost and wood shavings as BA, which had a reduction in leachate generation of 64.6 % compared with the control sample. The reduction in dry mass basis, related to the initial total mass, averaged 89 % in all trials.

Additional key words: solid wastes, biodegradation, leachates.

INTRODUCCIÓN

Hoy en día se producen varios miles de toneladas de residuos sólidos orgánicos en las más de 60 centrales de abasto de la República mexicana. El caso más crítico, por sus dimensiones, es la Central de Abasto de la Ciudad de México (CEDA), donde se producen 585 toneladas de residuos por día (SMA, 2009); de esta cantidad, se estima que el 80 % corresponde a productos hortícolas y su generación se concentra básicamente en los mercados de frutas y legumbres, y de flores y hortalizas (Robles-Martínez *et al.*, 2003). Dada esta situación, es necesario impulsar el tratamiento aerobio de residuos hortícolas para disminuir la cantidad de materia orgánica depositada en los sitios de disposición final en México, y al mismo tiempo reducir la generación de biogás y lixiviados en dichos sitios durante la degradación de los residuos. Las alternativas para el tratamiento y aprovechamiento de este tipo de residuos son el biosecado y el compostaje; sin embargo, las frutas y verduras desechadas son utilizadas rara vez como material de proceso en las plantas de compostaje de nuestro país debido al elevado contenido de humedad (alrededor del 90 %) y a lo blando de sus tejidos por la ausencia de lignina y celulosa. Ambas características dificultan el desarrollo de un proceso aerobio debido a la generación excesiva de lixiviados durante los primeros cinco días, lo que favorece la saturación de los poros e intersticios en el interior de la pila, y en consecuencia la compactación y aumento de la densidad de la materia orgánica. Lo anterior hace necesario caracterizar el proceso inicial de degradación (similar en los procesos de compostaje y biosecado) utilizando agentes estructurantes (AE) mezclados con residuos hortícolas. Con la adición de un AE se suministra un soporte estructural para que se formen espacios o poros que mejoren el movimiento del aire al interior de las pilas de residuos, además de regular el contenido de agua.

De manera ideal, un AE podría ser visto como una matriz tridimensional de partículas sólidas capaces de soportarse a sí mismas, donde el volumen vacío y el tamaño de poro estarían determinados por la forma y tamaño de las partículas de dicho AE. Desde un punto de vista práctico, los AE deben ser materiales fibrosos orgánicos con bajo contenido en humedad (Miner *et al.*, 2001; Eftoda y McCartney, 2004; Iqbal *et al.*, 2010).

El procesamiento en pilas es el método tradicional de elaborar composta y uno de los métodos más sencillos y económicos para aplicar el biosecado. Durante el composteo en pilas, Mustin (1987) recomienda que la humedad del sustrato se mantenga entre 50 y 60 %; por su parte, Richard *et al.* (2002) recomiendan que la humedad se sitúe entre 60 y 70 %. Cuando en las pilas de composta o biosecado la humedad inicial excede 60 %, el agua empieza a ocupar los poros y desplaza el aire del interior de la pila (Kiely, 1999), además de incrementar la generación de lixiviados (Iqbal *et al.*, 2010). Por otro lado, el exceso de agua en un tratamiento aerobio puede causar los siguientes problemas: condiciones de anoxia o de anaerobiosis, carga innecesaria en la demanda bioquímica de oxígeno y nutrientes en los sistemas de recolección de aguas superficiales, reproducción y atracción de insectos y animales no deseados y generación de mal olor (Croteau y Alpert, 1994; Jolanun *et al.*, 2008). Además, la

adición de AE a diversos tipos de residuos orgánicos incrementa la aireación, favoreciendo la fermentación aerobia y mejorando procesos posteriores como el vermicompostaje (Suthar, 2009).

En la literatura se encuentran reportados diversos estudios donde se evalúan diferentes materiales como AE. Como ejemplo, se puede citar el trabajo de Martin *et al.* (1993), quienes probaron aserrín y turba durante el compostaje de residuos del procesamiento de cangrejos mezclado con pollinaza e intestinos de pescado. Haug (1993) reportó que se puede utilizar composta seca como AE para mejorar el compostaje de residuos húmedos. Georgacakis *et al.* (1996) usaron en sus experimentos residuos del cultivo de algodón y cascarilla de arroz para tratar estiércol porcino, y Albuquerque *et al.* (2006) evaluaron tallos de la vid y hojas del olivo para tratar por composteo el alperujo (residuo sólido de la extracción industrial del aceite de oliva).

Gea *et al.* (2007) investigaron el efecto del tamaño de partícula del AE en el composteo de lodos de depuradora y su influencia en la destrucción de microorganismos como la *Salmonella*. Una proporción de 1:1 y un tamaño de partícula de 5 mm fue la combinación más eficiente.

Residuos de alimentos mezclados con madera triturada fueron la experiencia de Tognetti *et al.* (2007), resultando un incremento significativo en la calidad de la composta en términos de concentración de materia orgánica, pH y conductividad, aunque disminuyeron el nitrógeno total y la cantidad de nutrientes asimilables.

Otros investigadores mezclaron en distintas proporciones estiércol caprino, paja de trigo y piñas de pino, concluyendo que una proporción de 4.5:4.5:1.0, respectivamente, proporcionó las mayores tasas de degradación de la materia orgánica (Kulku y Yaldiz, 2007). Por su parte, Bustamante *et al.* (2008) realizaron mezclas entre residuos de industria vinícola (raspones) y estiércol bovino y avícola, observando una mineralización de la materia orgánica más rápida.

Adhikari *et al.* (2008) investigaron las relaciones de generación de distintos AE en una región de Canadá para plantear un modelo de mezclas entre estos materiales y los residuos de alimentos. También estudiaron el efecto de la paja de trigo, heno y viruta de madera como AE en mezclas con residuos alimenticios biodegradables (Adhikari *et al.*, 2009). Por otro lado, Iqbal *et al.* (2009) analizaron diversos materiales (bagazo de caña de azúcar, papel, cáscara de maní y aserrín) y compararon la influencia de distintas proporciones en las características físicas de la composta. Otras experiencias, como la de Xiong *et al.* (2010), han expuesto los efectos de los AE (aserrín y paja de maíz) en el co-compostaje de lodos de depuradora, demostrando que estos materiales favorecen la generación de ácidos húmicos y la capacidad de unión de estos ácidos húmicos con los iones de metales pesados Cu(II) y Cd(II). También Yañez *et al.* (2009) comprobaron el efecto de un AE (mezclas con residuos de poda de *Acacia dealbata*) en el compostaje de lodos de depuradora, encontrando un incremento en la velocidad de la fermentación con proporciones crecientes de *Acacia dealbata* hasta del 50 %.

En los trabajos de Dias *et al.* (2010) se investigó la influencia del carbón vegetal en el compostaje de la gallinaza (estiércol de las gallinas), experimentando una degradación de hasta el 70 % de la materia biodegradable con respecto al contenido inicial, además de reducir las pérdidas de nitrógeno en el estiércol compostado. En cuanto al compostaje de residuos de alimentos, Chang y Chen (2010) han comprobado que la adición de AE (cascarilla de arroz, aserrín y salvado de arroz) incrementa la capacidad de absorción de agua, acorta el tiempo del proceso de composteo y los tiempos de acidificación y disminuye el pH final. Jolanun y Towprayoon (2010) añadieron un 15 % de arcilla granulada a los residuos de alimentos y comprobaron también una mejora en la fase termofílica del composteo y en las emisiones de CO₂, así como una aceleración en los tiempos de degradación de la materia orgánica.

En el presente trabajo se estudió el efecto de la adición de un AE en la degradación aerobia de residuos hortícolas, como los encontrados en las centrales de abasto, siendo estos últimos poco estudiados hasta ahora.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los experimentos se llevaron a cabo a nivel de laboratorio, donde se prepararon cuatro tratamientos que contenían 1.5 kg de residuos orgánicos más 9 % de AE (Cuadro 1). Las muestras de desechos orgánicos fueron colectadas en la Central de Abasto de la Ciudad de México. En el laboratorio los tratamientos fueron preparados con una mezcla compuesta en partes iguales de residuos de jitomate, plátano, papaya, naranja, piña y lechuga, que son algunos de los residuos generados en mayor cantidad en la central de abasto mencionada.

Para estos cuatro tratamientos se evaluaron tres tipos de AE y se compararon con un testigo. Los tratamientos de materia orgánica mezclada con AE fueron en una proporción de 9 % de AE respecto a la masa total. El testigo contenía la misma proporción de materia orgánica, pero sin agente AE (0 % AE) (Cuadro 1). El testigo fue preparado con el fin de representar el comportamiento de materia orgánica en el sitio de generación sin recibir tratamiento. Los AE evaluados en este trabajo fueron: a) viruta de madera, b) residuos molidos de poda y c) una mezcla de composta (50 %) y viruta de madera (50 %). Los residuos molidos de poda y la composta fueron obtenidos de la planta de producción de composta del Distrito Federal. La viruta de madera se obtuvo de una carpintería. Antes de mezclarse con los desechos hortícolas, los AE fueron secados en estufa a 60 °C por 24 horas. Asimismo, fueron tamizados para mantener un tamaño de partícula entre 2 y 5 cm. Los experimentos se llevaron a cabo en doce celdas cilíndricas de acrílico de 7,265 cm³ con perforaciones de 0.5 cm en todo el cilindro. Estas perforaciones permitían la aireación de los residuos y el drenado de los lixiviados, los cuales fueron colectados en charolas que se encontraban debajo de las celdas experimentales. Las celdas fueron colocadas al interior de un cubo de acrílico, el cual contaba con un extractor de aire en la parte superior. Todas las celdas fueron agitadas de forma manual durante cinco minutos diariamente, para homogenizar el

Cuadro 1. Composición de los tratamientos y relación de residuos hortícolas y agente estructurante (AE)

	0 % de AE (g)	9 % Composta con viruta (g)	9 % Residuos de poda (g)	9 % Viruta de madera (g)
Jitomate	250	250	250	250
Plátano	250	250	250	250
Papaya	250	250	250	250
Naranja	250	250	250	250
Piñas	250	250	250	250
Lechuga	250	250	250	250
AE	0	150	150	150
Total	1500	1650	1650	1650

contenido y facilitar la aireación de la materia orgánica. Durante el proceso se monitorearon el pH, la temperatura, el contenido de humedad, el volumen generado de lixiviados y la reducción de masa.

Los métodos de prueba utilizados para analizar el proceso fueron los propuestos en las Normas Técnicas Mexicanas (NMX) en materia de contaminación del suelo y residuos sólidos municipales, con el fin de asegurar la representatividad de los resultados. El pH se midió usando un potenciómetro digital marca Conductronic®, utilizando la metodología establecida en la norma NMX-AA-025-1984. Las mediciones de temperatura se realizaron con un termómetro digital con termopar tipo K, marca Hanna Instruments®, la medición se realizó en el centro de la masa de residuos.

El contenido de humedad se determinó mediante diferencia de peso entre la muestra húmeda y la muestra secada a 60 °C durante 24 horas. En esta operación no se emplearon temperaturas más altas para no afectar la muestra, ya que este tipo de productos contienen materia orgánica que a temperaturas cercanas a 100 °C puede volatilizarse.

La medición del lixiviado generado se realizó mediante la cuantificación en volumen del líquido recolectado en charolas que cada celda experimental tenía en la parte inferior; la medición del volumen del líquido se hizo en una probeta graduada de 100 mL. La reducción de masa se midió también por diferencia de peso. Los resultados fueron expresados como el promedio de un experimento por triplicado, y el análisis estadístico de análisis de varianza de efectos fijos fue realizado para determinar la significancia de reducción de los lixiviados por acción del AE. El volumen diario de lixiviados se midió durante todo el proceso para evaluar la reducción de lixiviados generados en función del AE empleado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Generación de lixiviados

Durante los procesos de compostaje y biosecado, los residuos orgánicos con elevado contenido de agua liberan la mayor parte de ésta cuando la membrana o pared celular es degradada (Zhang *et al.*, 2008). Si la humedad es excesiva, los poros en la pila son ocupados por agua, lo cual interfiere en el paso del aire al interior del material en proceso, provocando que

la degradación se lleve a cabo en condiciones de anaerobiosis, situación que ocasiona el descenso de temperatura y promueve olores desagradables.

En la Figura 1 se puede observar que con la aplicación de AE se redujo la producción de lixiviados. En los tres tratamientos donde se utilizó AE se obtuvo una disminución estadísticamente significativa en la generación de lixiviado, en comparación con el tratamiento testigo (0 % AE). La reducción en la generación de lixiviados fue de un 34 % para el caso del ensayo con viruta de madera, 54 % para el ensayo con residuos de poda y de 64.6 % para el tratamiento que contenía como AE la mezcla de composta con viruta de madera. Sin embargo, al comparar entre sí los diferentes tratamientos con AE, no se observó diferencia significativa.

En el testigo, la mayor producción de lixiviado se obtuvo en los tres primeros días; la Figura 1 muestra la cantidad neta de lixiviados acumulada, lo cual permite visualizar la forma en que éstos se producen a través del tiempo, dependiendo del AE usado. Sin embargo, en dicha figura no se puede apreciar con claridad la diferencia numérica de este parámetro en cada ensayo. Para evaluar de mejor manera el efecto del AE, se recurrió a la relación entre la cantidad de lixiviado generado durante todo el proceso de composteo y la cantidad de agua inicial contenida en la materia orgánica al inicio del proceso (Ecuación 1). A esta relación se le llamó “Índice de Generación de Lixiviados” (IGL), y se calculó de la siguiente manera:

$$IGL = \frac{\sum_0^i mL \text{ de lixiviado diario}}{mL \text{ de agua de la materia orgánica inicial}} \quad (1)$$

El IGL es una relación que estima una interrelación en el balance de agua contenida inicialmente en los residuos sólidos. El numerador del IGL indica la cantidad de agua acumulada que ha fluído fuera de la matriz en un lapso. El denominador es la cantidad inicial de agua contenida en la materia orgánica.

Con este índice se puede evaluar y estandarizar el nivel de lixiviación, aunque las celdas tengan diferentes cantidades de materia orgánica inicial. Un IGL con valor de uno se interpreta como si toda el agua contenida en la materia orgánica hubiera sido lixiviada o drenada de la celda o pila de composteo. El valor de cero en el IGL se interpreta como la nula lixiviación, lo cual se debe, por un lado, a la absorción del agua por el AE, y por el otro, a la evaporación del agua favorecida por una buena porosidad de la pila. En su valor límite máximo el IGL de uno significa que la materia orgánica fue deshidratada.

Con base en la determinación del IGL, en la Figura 2 se puede observar que la utilización de AE redujo de manera significativa el volumen de los lixiviados, siendo el efecto mayor en el ensayo compuesto por composta con viruta de madera.

Humedad de la matriz

Muy relacionada con la generación de lixiviados se encuentra la humedad de la materia en proceso. Al inicio de los experimentos, este parámetro se encontraba en 82 % en los

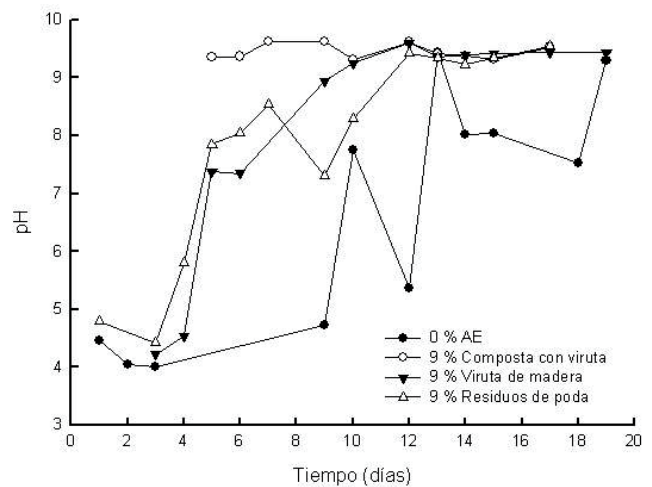


Figura 1. Volumen acumulado promedio de lixiviados generados en los ensayos según el tipo de agente estructurante empleado. * Diferencia significativa con respecto al tratamiento testigo de acuerdo a la prueba t de Student ($p < 0.05$).

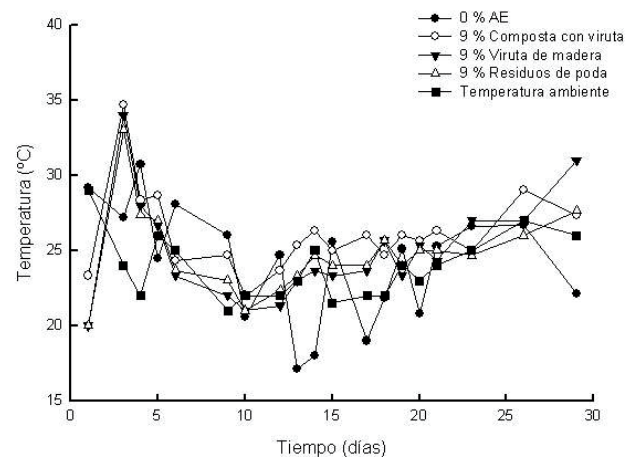


Figura 2. Índice de Generación de Lixiviados (IGL). Valores promedio \pm Desviación Estándar. *Diferencia significativa con respecto al tratamiento testigo de acuerdo a la prueba t de Student ($p < 0.05$).

tratamientos que fueron mezclados con algún AE. Conforme se fue desarrollando el proceso de degradación, la humedad fue disminuyendo gradualmente hasta obtener valores óptimos para el compostaje (humedad entre 50 y 60 %, rango marcado con líneas punteadas en la Figura 3), los cuales se alcanzaron después de quince días. Después del día 17, el porcentaje de humedad se redujo considerablemente, ubicándose abajo de 50 % para el ensayo con residuos de poda. En los demás tratamientos la humedad fue inferior a 50 % hasta los días 19 y 20 (Figura 3).

El beneficio de la utilización de los AE no se limita únicamente a la disminución de la producción de lixiviados, en realidad el efecto es más complejo. Durante los experimentos se observó que los AE mezclados con los residuos sólidos orgánicos aumentan la porosidad, y por lo tanto mejoran la circulación del aire, lo que favorece el aumento de la temperatura como resultado de la actividad microbiana, mejoran la movilidad del agua, disminuyen la densidad de la materia orgánica en proceso y absorben parte del agua presente reduciendo la generación de lixiviados, además de reducir los olores desagradables durante todo el proceso.

Cuadro 2. Rendimiento del proceso de degradación con la utilización de diferentes agentes estructurantes

Tratamiento con agente estructurante	Rendimiento base seca (%)
0 % de AE	12.85
9 % Composta c/ viruta	14.92
9 % Viruta de Madera	9.19
9 % Residuos de poda	5.86

$$\text{rendimiento} = \frac{\text{Masa Final}}{\text{Masa inicial}} \times 100$$

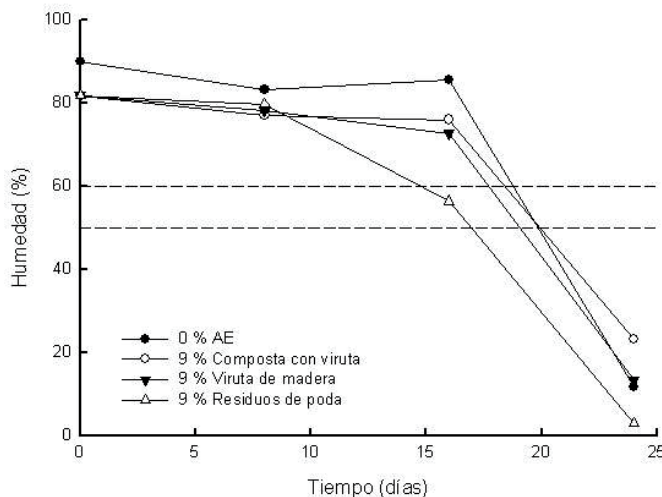


Figura 3. Contenido promedio de humedad en los ensayos durante el proceso de degradación.

En las plantas de composteo, donde el proceso se lleva a cabo sobre el suelo natural (como es el caso de la mayoría de las plantas de composta en México), es necesario controlar la producción de lixiviados para evitar una posible contaminación del suelo, debido a la alta carga de materia orgánica en los lixiviados, que puede traer consigo la producción de malos olores y acidificación de suelos.

Temperatura en la matriz

Las temperaturas más altas (33 a 35 °C) se observaron en los primeros cuatro días (Figura 4), lo cual coincidió con la mayor reducción en la masa de los residuos (resultados no mostrados). Después de este periodo la temperatura de los residuos cambió de acuerdo con las variaciones de la temperatura ambiente. Se ha reportado que durante el compostaje y biosecado (Mustin, 1987; Haug, 1993; Zhang *et al.*, 2008; Velis *et al.*, 2009), parte de la energía liberada en forma de calor queda retenida en la masa de residuos, favoreciendo la fase termofílica (60 – 70 °C); sin embargo, en los experimentos de laboratorio del presente trabajo la generación y acumulación de calor fue baja debido a la pequeña cantidad de materia orgánica utilizada en cada ensayo. Por ello no se presentaron las condiciones adecuadas para el desarrollo de la fase termofílica. Durante todo el proceso, en las celdas experimentales la degradación se llevó a cabo en fase mesofílica (25 – 35 °C), como lo muestra la Figura 4. Si bien en estos experimentos no se alcanzan temperaturas en el rango termofílico, por la razón antes mencionada, sí se observa una

diferencia de 5 a 7 °C en el día 3 entre los tratamientos con AE con respecto al testigo, lo que muestra un efecto favorable de los AE sobre la actividad microbiana aerobia durante el tratamiento de residuos hortícolas.

Reducción de masa en base seca

El rendimiento al final del tratamiento aerobio, cuando se utilizan residuos lignocelulósicos es de alrededor del 50 %, como es el caso del trabajo reportado por Sauri *et al.* (2002), donde se experimentó con pilas que contenían residuos de naranja provenientes de una agroindustria, papel y residuos hortícolas. El rendimiento en base seca obtenido por estos autores fue en promedio de 40 %. Sin embargo, Atkinson *et al.* (1996) reportaron que el rendimiento en un proceso de compostaje depende de la naturaleza del sustrato, encontrándose éste entre 20 y 50 %.

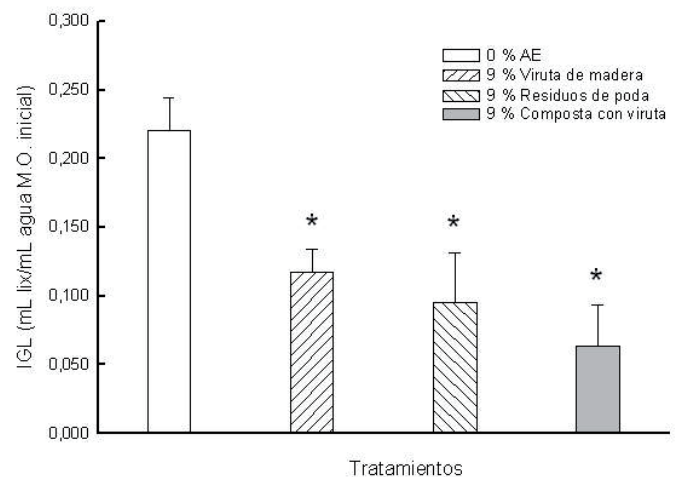


Figura 4. Evolución de la temperatura promedio en los diferentes ensayos.

En el presente trabajo, el rendimiento promedio de todos los tratamientos (incluyendo el testigo) fue de 10.7 % (Cuadro 2), debido al elevado contenido de humedad y bajo de lignina y celulosa de la materia prima utilizada. El bajo rendimiento o la elevada reducción de masa obtenida, nos permite vislumbrar el beneficio que se tendría con el compostaje o biosecado de los residuos generados en grandes mercados y centrales de abasto. Por un lado, se obtendría un producto final útil que es la composta y, por otro, se reduciría la cantidad de materia orgánica depositada en los sitios de disposición final. Si hoy en día la totalidad de los residuos de la Central de Abasto de la Ciudad de México fueran tratados, se dejarían de depositar todos los días en el relleno sanitario de Bordo Poniente en dicha ciudad un promedio de 585 toneladas de residuos, que contienen alrededor 520 m³ de agua (Robles *et al.*, 2003). La disposición de este tipo de residuos en los rellenos sanitarios reduce la vida útil de éstos.

Potencial de hidrógeno en lixiviados

El pH es un parámetro importante para el desarrollo de la actividad microbiana. Durante el composteo este parámetro inicialmente puede presentar un valor de alrededor de 4 y al final del proceso puede encontrarse arriba de 8. El pH influye en buena

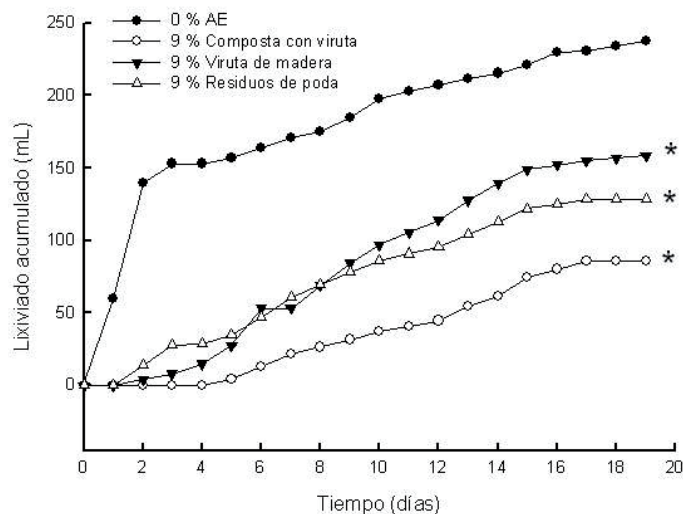


Figura 5. pH promedio de los lixiviados generados durante el proceso de degradación en los ensayos de laboratorio.

medida en la solubilidad y disponibilidad de los compuestos que son lixiviados, por ejemplo los micronutrientes o los metales pesados. En la Figura 5 se puede observar que en el testigo el valor de pH fluctuó entre 4 y 7 en los primeros diez días, siendo este periodo donde se produjo más del 80 % de los lixiviados para esta celda (Figura 1). En el ensayo que contenía 9 % de viruta de madera y aquel con la mezcla de viruta y composta, no se observaron valores de pH en lixiviados durante los primeros días, debido a que en estos tratamientos no se generaron lixiviados al inicio del proceso (Figura 5). Con el empleo de AE se obtienen de forma más rápida valores de pH superiores a 7 en el lixiviado. Lo anterior es positivo en la degradación aerobia, ya que Sundberg *et al.* (2004) han reportado que una combinación de temperaturas elevadas y valores de pH bajos, puede ser un factor adverso durante el composteo de residuos de alimentos a gran escala.

CONCLUSIONES

La utilización de agentes estructurantes durante el tratamiento aerobio de los residuos de centrales de abastos mejora la aireación y disminuye la generación de lixiviados. En este aspecto, los tres agentes estructurantes disminuyeron la generación de lixiviados y por lo tanto mejoraron el desarrollo del proceso aerobio. La reducción de masa de los residuos hortícolas después del tratamiento aerobio fue de 4 a 5 veces mayor que el que se alcanza con residuos lignocelulósicos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Instituto Politécnico Nacional y a la Comisión de Operación y Fomento de Actividades Académicas del IPN el apoyo recibido para la realización del proyecto, del cual se obtuvieron los resultados aquí presentados. Los autores agradecen también al Ministerio de Ciencia e Innovación de España por el financiamiento del proyecto con número de registro 09I394 (ACI2009-0993).

LITERATURA CITADA

- Adhikari B. J.; Barrington S.; Martínez J.; King S. 2008. Characterization of food waste and bulking agents for composting. *Waste Management* 28: 795-804.
- Adhikari B. J.; Barrington S.; Martínez J.; King S. 2009. Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. *Waste Management* 29: 197-203.
- Albuquerque J. A.; González J.; García D.; Cegarra J. 2006. Effects of bulking agent on the composting of "alperujo", the solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Process Biochemistry* 41: 127-132.
- Atkinson Ch. F.; Jones D.; Gauthier J. J. 1996. Biodegradabilities and microbial activities during composting of municipal solid waste in bench-scale reactors. *Compost Science and Utilization* 4(4): 14-23.
- Bustamante M. A.; Paredes C.; Marhuenda-Egea F. C.; Pérez-Espinosa A.; Bernal M. P.; Moral R. 2008. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72: 551-557.
- Chang J. I.; Chen Y. J. 2010. Effects of bulking agents on food waste composting. *Bioresource Technology* 101: 5917-5924.
- Croteau G.; Alpert J. 1994. Low tech approaches to composting supermarket organics. *BioCycle* 35(5): 74-80.
- Dias B. O.; Silva C. A.; Higashikawa F. S.; Roig A.; Sánchez-Monedero M. A. 2010. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. *Bioresource Technology* 101: 1239-1246
- Eftoda G.; McCartney D. 2004. Determining the critical bulking requirement for municipal solid biosolids composting. *Compost Science Utilization* 12 (3): 208-218.
- Gea T.; Barrena R.; Artola A.; Sánchez A. 2007. Optimal bulking agent particle size and usage for heat retention and disinfection in domestic wastewater sludge composting. *Waste Management* 27: 1108-1116.
- Georgacakis D.; Tsavdaris A.; Bakouli J.; Symeonidis S. 1996. Composting solid swine manure and lignite mixtures with selected plant residues. *Bioresource Technology* 56: 195-200.
- Haug R. T. 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers, California, USA. 717 p.
- Iqbal M. K.; Shafiq T.; Ahmed K. 2010. Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost. *Bioresource Technology* 101: 1913-1919.
- Jolanun B.; Towprayoon S.; Chiemchaisri C. 2008. Aeration improvement in fed batch composting of vegetable and fruit wastes. *Environmental Progress* 27 (2): 250-256.
- Jolanun B.; Towprayoon S. 2010. Novel bulking agent from clay residue for food waste composting. *Bioresource Technology* 101: 4484-4490.
- Kiely G. 1999. *Ingeniería Ambiental, Fundamentos, Entornos, Tecnologías y Sistemas de Gestión*. Ed. McGraw-Hill. Madrid. 1331 p.
- Kulku R.; Yaldiz O. 2007. Composting of goat manure and wheat straw using pine cones as a bulking agent. *Bioresource Technology* 98: 2700-2704.
- Martin A. M.; Evans J.; Porter D.; Patel T.R. 1993. Comparative effects of peat and sawdust employed as bulking agents in composting. *Bioresource and Technology* 44: 65-69.
- Miner F.D.; Koeing R.; Miller B.E. 2001. The influence of bulking material type and volume on in-house composting in high-rise, caged layer, facilities. *Compost Sciences Utilization* 9: 50-59.
- Mustin M. 1987. *Le Compost, Gestion de la Matière Organique*. Éditions François Dubusc, Paris, 954 p.

- Richard T. L.; Hamelers H. V. M.; Veeken A.; Silva T. 2002. Moisture relationship in composting process. *Compost Science Utilization* 10 (4): 286-302.
- Robles-Martínez F.; Durán-Páramo E.; Sánchez Núñez J. M. 2003. Cómo aprovechar desechos sólidos en Centrales de Abasto. *Teorema Ambiental* (21): 86-88.
- Sauri Riancho M. R.; Nájera Aguilar H. A.; Ramírez Herrera J. G.; Mejía Sánchez G. M. 2002. Aplicación del composteo como método de tratamiento de los residuos de frutas producidos en zonas de alta generación. *Revista Ingeniería* 6(1): 13-20.
- SMA. 2009. Inventario de residuos sólidos del Distrito Federal 2008. Secretaría del Medio Ambiente del D.F. México, D.F. 49 p.
- Sundberg C.; Smårs S.; Jonson H. 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology* 95: 145-150.
- Suthar S. 2009. Vermicomposting of vegetable-market solid waste using *Eisenia fetida*: Impact of bulking material on earthworm growth and decomposition rate. *Ecological Engineering* 35: 914-920.
- Tognetti C.; Mazzarino M. J.; Laos F. 2007. Improving the quality of municipal organic waste compost. *Bioresource Technology* 98: 1067-1076.
- Velis A. C.; Longhursts P. J.; Drew G. H.; Smith R.; Pollard S. J. T. 2009. Biodrying for mechanical-biological treatment of wastes: A review of process science and engineering. *Bioresource Technology* 100: 2747-2761.
- Xiong X.; Yan-xia L.; Ming Y.; Feng-song Z.; Wei L. 2010. Increase in complexation ability of humic acids with the addition of ligneous bulking agents during sewage sludge composting. *Bioresource Technology* 101: 9650-9653
- Yañez R.; Alonso J. L.; Díaz M. J. 2009. Influence of bulking agent on sewage sludge composting process. *Bioresource Technology* 100: 5827-5833
- Zhang D.Q.; He P.J.; Shao L.M.; Jin T. F.; Han J. 2008. Biodrying of municipal solid waste with high water content by combined hydrolytic-aerobic technology. *Journal of Environmental Sciences* 20: 1534-1540.