

## CAPÍTULO 9

# EVALUACIÓN DE UN CONSORCIO DE MICROORGANISMOS CELULOLÍTICOS Y AMIOLÍTICOS EN EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROPECUARIOS DEL DEPARTAMENTO DE SUCRE

Yillcer Molina Durango<sup>23</sup>  
Luis Eliecer Oviedo Zumaque<sup>24</sup>

---

23 Biólogo. Maestría en Biotecnología.

24 Licenciado en biología y química, Ingeniero Agrónomo. Especialidad en Suelos y Aguas. Maestría en Microbiología. Profesor de la Universidad de Córdoba.



## **Introducción**

El manejo de los residuos sólidos constituye a nivel mundial un problema para las grandes ciudades, factores como el crecimiento demográfico, la concentración de población en las zonas urbanas, el desarrollo ineficaz del sector industrial o empresarial, los cambios en patrones de consumo y las mejoras del nivel de vida, entre otros, han incrementado la generación de residuos sólidos (Ojeda et al, 2008).

En Colombia, los procesos agrícolas, forestales y pecuarios suelen producir una considerable cantidad de desechos, los cuales no son aprovechados energéticamente, e incluso en ocasiones no cuentan con una disposición final apropiada, lo que produce más contaminación ambiental. El departamento de Sucre no está excepto a esta problemática pudiendo destacar los residuos orgánicos provenientes del sector agropecuario, consideradas una de las actividades económicas que genera una considerable cantidad de volumen. Donde se estima un área sembrada de 25.883 hectáreas, que equivalen al 2,9% del área total agropecuaria, se destacan la yuca y el ñame con las mayores áreas cultivadas (AGRONET, 2016). El sector pecuarios principalmente por la ganadería bovina, presenta el mayor aporte al PIB (Producto Interior Bruto) del departamento de Sucre, con una participación 21,1% con 880.495 cabezas de ganado (Aguilera, 2005). Los residuos producidos a partir de estas actividades tienen como disposición final en la mayoría de los casos en los sistemas de tratamiento de aguas residuales, en donde ocasionan el colmatado de los mismos debido a su lenta degradación ocasionando alto impacto ambiental (Acharya et al, 2012).

Estos desechos, según su naturaleza y composición química, pueden resultar útiles en diferentes campos; siendo el compostaje un método eficiente en la eliminación de estos residuos, que permite además el aprovechamiento del producto final, mediante un proceso con tecnología limpia, ya que la degradación se realiza, por la interacción de los microorganismos con los

residuos por medio de secreciones de enzimas hidrolíticas que tienen un papel fundamental en la despolimerización de los componentes orgánicos.

El compostaje es un proceso que tiene una duración variable, dado por la calidad de los residuos, el tamaño de partícula, disposición de la pila, relación carbono/nitrógeno, aireación, humedad y población biológica activa. El período de transformación es cercano a 180 días (Cariello, et al, 2007). Una alternativa para mejorar este proceso es la incorporación de células viables o latentes de microorganismos (hongos, bacterias filamentosas, no filamentosas y micorrizas) que han sido aislados de los insumos utilizados para compostar o de otros orígenes con capacidad de síntesis de enzimas hidrolíticas bajo diferentes condiciones de pH y temperatura que permitan acelerar el proceso (Granados y Rodríguez, 2007; Moreno, 2008).

En algunos estudios han realizado la inoculación de microorganismos a las pilas de compostaje, donde se han obtenido buenos resultados, viéndose aumentada la velocidad del proceso, al inocular la pila con *Streptomyces* spp, *Bacillus licheniformis*, *Phanerochaete*, *Pleurotus*, *Trichoderma* y *Aspergillus* (Chen et al, 2013; Tiquia, 2002). En trabajos desarrollados por De Carlo et al., (2001) ensayaron inóculos obtenidos con cultivos monomicrobianos de microorganismos extraídos de pilas de compostaje, no encontrando diferencias significativas en el tiempo de compostaje. Sin embargo, el inóculo constituyó un agregado significativo en número para producir una bioaumentación y la reducción del tiempo de formación y maduración del compost (De Carlo et al., 2001).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de un consorcio de microorganismos con actividad celulolítica y amilolítica aislados de los residuos bovinaza, gallinaza y concha de yuca en el compostaje de tres mezclas de residuos agropecuarios producidos en el departamento de Sucre.

## **Caracterización físico-química de los residuos agropecuarios**

Se recolectaron aproximadamente 80 kg de cada residuo agropecuario (bovinaza, gallinaza, concha de yuca y contenido ruminal), de los cuales se tomaron 10 gr y se sometieron a secado y molienda para su posterior análisis físico-químico. (RAS. 2000).

La determinación de los parámetros físico-químicos de los materiales a compostar es una de las variables más importantes a tener en cuenta, ya que de ellas depende el comportamiento del proceso de compostaje (Hurtado, 2014). La humedad del compostaje en gran parte está dada por la naturaleza estructural de los materiales, en los resultados se observa que el contenido ruminal fue el que mayor porcentaje de humedad presentó con 80.4%, mientras que el mayor porcentaje de carbono orgánico lo tuvo la bovinaza y el porcentaje de nitrógeno más alto lo presentó la gallinaza, como se muestra en la tabla 5, indicando que la composición nutricional depende de la naturaleza de los residuos orgánicos (Bonivento, 2012).

**Tabla 5.** Resultados de las pruebas físico-químicas de los residuos agropecuarios a compostar.

PARÁMETRO	RESIDUO			
	Bovinaza	Concha de yuca	Contenido ruminal	Gallinaza
Porcentaje de humedad %	60.3	78.92	<b>80.4</b>	31.54
pH	7.17	7.7	6.8	7.97
Carbono orgánico %	<b>42</b>	36	40.25	41
Nitrógeno total %	1.6	0.95	1.7	<b>3.0</b>

**Fuente:** cálculos del estudio

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la caracterización físico-química de los residuos agropecuarios, considerando que la relación C/N para comenzar el compostaje debe ser de 25:1 a 30:1 establecida por la FAO (1991) y los cálculos correspondientes a la ecuación establecida por Richard y Trautmann (1996), se determinó la cantidad necesaria de cada residuo para obtener las mezclas óptimas (Tabla 6).

**Tabla 6.** *Composición de las mezclas para la evaluación del proceso de compostaje.*

MEZCLA	Peso de los residuos agropecuarios (Kg)			
	Bovinaza	Concha de yuca	Contenido ruminal	Gallinaza
1	2	4	-	2
2	-	3.2	2	2.8
3	2	-	4	3

Fuente: *cálculos del estudio*

## **Determinación de características físicas y químicas durante el proceso de compostaje**

Para establecer la dinámica del proceso de compostaje y marcar cada una de las etapas del proceso, y así de esta forma determinar el efecto de la inoculación del consorcio microbiano en la velocidad de maduración. Se hizo control y seguimiento durante un periodo de 74 días, en el que se evaluó la temperatura, el pH y la humedad; las cuales reflejan la actividad microbiana y la adecuada mineralización de la materia orgánica (Cronje et al. 2003).

### **• Temperatura.**

De acuerdo con Fogiel (2003) la temperatura es la forma más conveniente y significativa de monitorear el progreso de una pila de compost, ya que ésta es el indicador más importante de la actividad metabólica de los microorganismos implicados, el calor de la pila es producido por la oxidación aeróbica de los subproductos por parte de la población microbiana asociada al proceso e indica el final de la fase bio-oxidativa en la cual el compost ha adquirido madurez, debido a que la curva de temperatura se estabiliza definitivamente, no variando con el volteo del material (Jiménez et al, 2008).

Las figuras 1, 2 y 3, ilustran el comportamiento de la temperatura en los compostajes de las tres mezclas en sus distintos tratamientos con la inoculación del consorcio microbiano. De acuerdo con las gráficas, se observa como en todos los tratamientos que recibieron inóculo alcanzaron

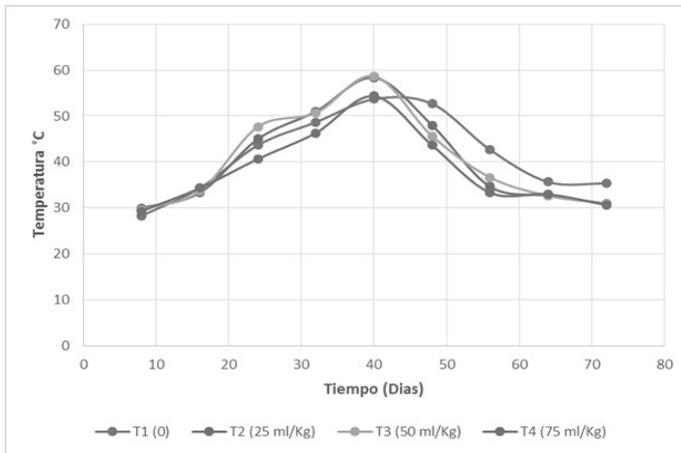
temperaturas más altas. Además, los picos más marcados se alcanzaron entre la cuarta y quinta semana de inicio del proceso mientras que en los tratamientos sin inóculo se alcanzó una semana después que el resto de los tratamientos.

En los tratamientos sin inóculo (T1, T5 y T9), se observa que la temperatura sube paulatinamente desde el inicio del proceso (fase mesófila) y continúa aumentando progresivamente hasta alcanzar su máximo en la quinta y sexta semana (fase termófila). A partir de esta fase, la temperatura empezó a disminuir hasta llegar a un rango de 35 a 34°C al momento de culminar las mediciones (74 días). Para los tratamientos T2, T3, T4, T6, T7, T8, T10, T11 y T12 (con 25, 50 y 75 ml/Kg de inóculo respectivamente) el efecto de la inoculación del consorcio microbiano en el comportamiento de la temperatura fue evidente, se estimuló la actividad microbiológica y la degradación de la materia en cada uno de los tratamientos, presentándose un aumento de la temperatura en la lectura siguiente a la semana inmediato a la inoculación de los microorganismos.

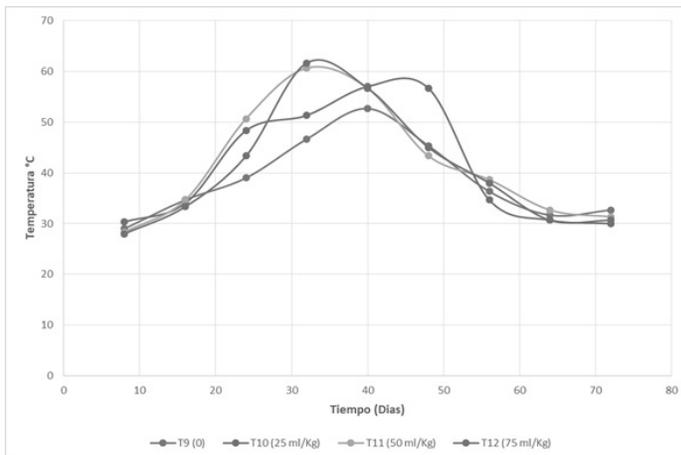
El comportamiento inicial de los tratamientos inoculados es semejante al presentado en los tratamiento sin inóculo, sin embargo en éstos, la fase termófila se presentó en la tercera semana con un promedio de temperatura de 40 a 47°C donde se adicionó nuevamente en inóculo con los microorganismos termófilos, se observa un descenso de la temperatura en varios tratamientos; lo cual, puede estar relacionado con el volteo de las mezclas para su aireación, luego se presenta un segundo aumento de la temperatura, alcanzando los mayores picos en la quinta semana, un tiempo menor al mostrado por los tratamientos sin inóculo, éste incremento de la temperatura de las pila es producido por la oxidación aeróbica de los subproductos por parte de la comunidad microbiana asociada al proceso, pues cuando estos respiran la temperatura incrementa por la producción de CO<sub>2</sub> liberado. Lo anterior, es fundamentado por Stentiford, (1996); Bonivento, (2012).

Es importante destacar que los picos más altos de temperatura (57– 61°C), coinciden con los tratamientos donde se adicionó la mayor inoculación del consorcio microbiano, más exactamente en los tratamientos T3, T4, T7, T8, T11 y T12 donde se adicionaron 50 y 75 ml/Kg del inóculo, respectivamente.

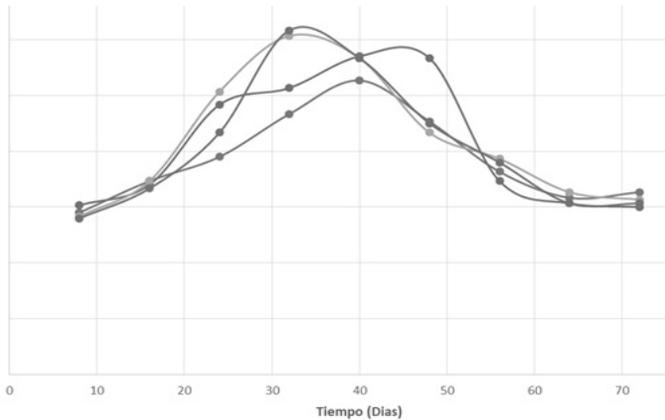
Después del segundo ascenso en la temperatura, ésta vuelve a descender, alcanzando al término de 1 mes y 25 días temperaturas similares a la del ambiente, esto posiblemente debido a la muerte de la microbiota termófila lo que se traduce al proceso de la segunda fase mesófila posterior a esto se presenta el inicio del proceso de maduración durante este tiempo algunos tratamientos presentaron la aparición de hongos visibles, los cuales son indicadores de la segunda fase mesófila. Lo anterior, es fundamentado por Meléndez y Soto, (2003); Sélimo, (2005).



**Figura 1.** Temperatura en el compost de los tratamientos T1 a T4 en la mezcla 1.



**Figura 2.** Temperatura en el compost de los tratamientos T5 a T8 en la mezcla 2.



**Figura 3.** Temperatura en el compost de los tratamientos T9 a T12 en la mezcla 3.

El tiempo estimado de finalización del proceso de compostaje en los tratamientos con inoculación de microorganismos es aproximadamente 56 días, mientras que los tratamientos sin inóculo alcanzaron estabilización en las temperaturas después de 75 días. Haciendo evidente que la inoculación del consorcio microbiano redujo el tiempo de variación con respecto a la temperatura del compost y que fue más eficiente en los procesos inoculados con 50 y 75 ml/Kg. Lo cual es sustentado en los resultados reportados por Tortarolo et al, (2008); Laich (2011), Martínez et al, (2013) quienes afirman que la presencia de bacterias en gran número y su consumo de carbohidratos produce un aumento en la temperatura reflejado principalmente en las primeras 3 semanas de compostaje, producto de la altísima actividad microbiológica que se da en la composta al quemar la energía de los azúcares en el proceso de respiración de los microorganismos y además explican que al término de la sexta semana de observación el compost con inoculación ya ha alcanzado temperaturas cercanas a la ambiente, lo cual no se presentó en los tratamientos sin inóculo.

Con respecto a las mezclas de residuos utilizadas se obtuvo que las mayores temperaturas registradas 60 – 61°C, fueron las de los tratamientos con la mezcla 3 (Bovinanza, Contenido ruminal y gallinaza). Es posible que el incremento de la temperatura en estos tratamientos denote una alta actividad microbiana y también debida en parte al porcentaje de residuos agropecuarios mezclados, ya que según Van Heerden et al, (2002), la

fase termofílica del compostaje de residuos frescos se caracteriza por un incremento del grupo de microorganismos dominantes durante esta etapa. Por otra parte, entre mayor sea la diversidad biológica de los materiales, más rápido será el aumento de la temperatura en el compost.

De forma general, el comportamiento de la temperatura para todos los tratamientos fue acorde al dinamismo normal de la temperatura en los procesos de compostaje, y los picos de temperatura alcanzados en los tratamientos inoculados con el consorcio microbiano, confirman la importancia que adquiere la actividad enzimática microbiana en la elevación de la temperatura y más rápida descomposición de los residuos.

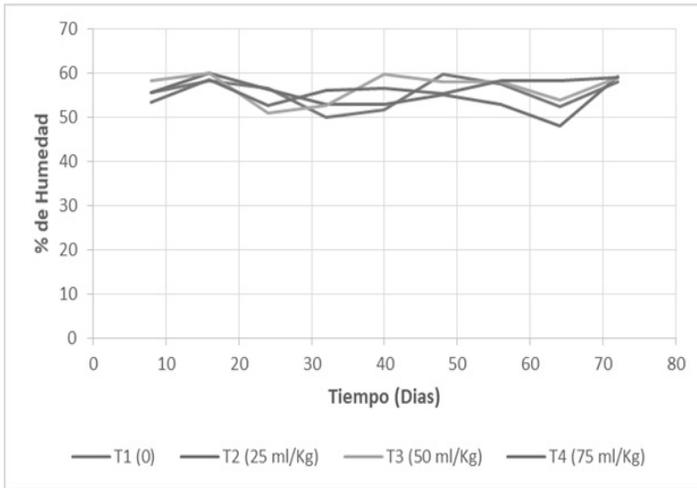
- **Humedad.**

La presencia de agua dentro de las mezclas durante el proceso de compostaje es de gran importancia, ya que es el medio por el cual se transportan las sustancias y nutrientes para que sean asimilados por los microorganismos presentes en el proceso. Las figura 4, 5 y 6, muestran el comportamiento promedio de la humedad en cada uno de los tratamientos por mezclas durante los 74 días en que se monitorio el compostaje.

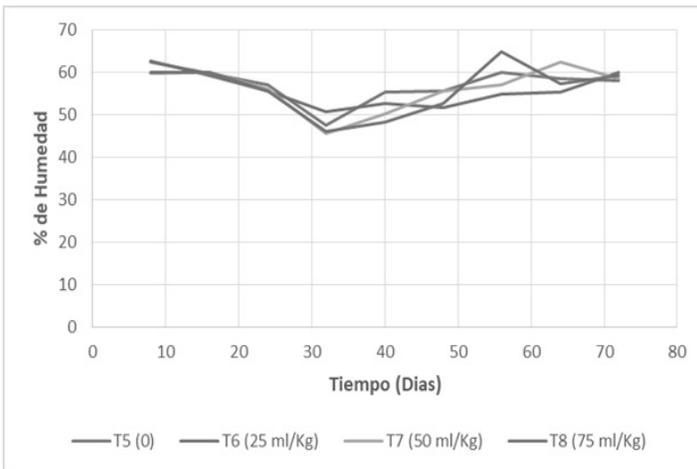
En la mayoría de los tratamientos se observa una distribución uniforme del porcentaje de humedad en el proceso de compostaje, esto implica que se tiene un control del contenido de humedad.

Desde el inicio hasta el día 30, todas las mezclas presentaron un marcado descenso de la humedad, llegando a un porcentaje promedio de 45% siendo más evidente en los tratamientos T3, T4, T7, T8, T11 y T12 inoculados con 50 y 75 ml/Kg del consorcio microbiano. Este cambio de humedad implica que se perdió agua principalmente por evaporación debido a la alta temperatura que se alcanzó durante los primeros 30 días del compostaje, demostrando así que hay una relación directa entre la temperatura y el porcentaje de humedad, ya que en este tiempo transcurrió la fase termófila y es donde se alcanzaron las mayores temperaturas. Los resultados de esta investigación son similares a los reportados por Franco y Urzúa, (2006), quienes utilizaron sustratos agroindustriales, lodo y desechos de mataderos, en el compostaje de estos residuos la humedad se mantuvo entre 35 y 45%. Al igual que los reportados por Martínez y Pérez, (2016), quienes en su estudio evaluaron el efecto de los microorganismos eficientes en el proceso de compostaje con estiércol bovino. Encontrando

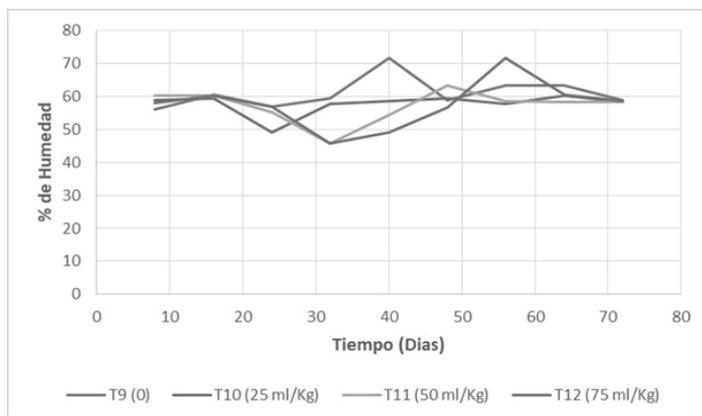
que los porcentajes de humedad se mantuvieron entre el 40 y 70% de humedad.



**Figura 4.** Humedad promedio registrada durante el compostaje de los tratamientos T1 a T4 en la mezcla 1.



**Figura 5.** Humedad promedio registrada durante el compostaje de los tratamientos T5 a T8 en la mezcla 2



**Figura 6.** Humedad promedio registrada durante el compostaje de los tratamientos T9 a T12 en la mezcla 3.

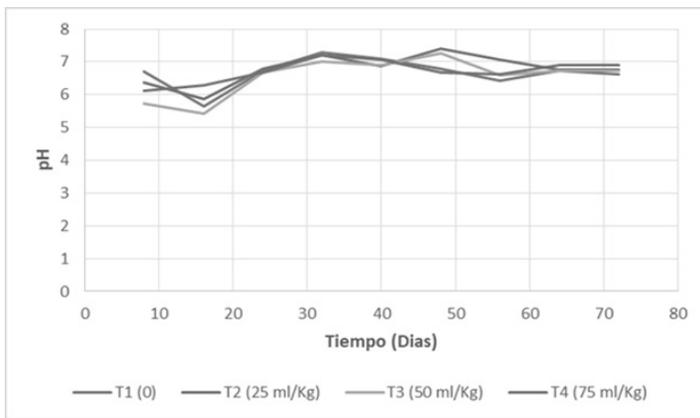
La humedad al inicio del proceso presenta en un promedio de 55 a 62% en todos los tratamientos, el cual es apropiado para iniciar el proceso de compostaje, debido a que la humedad óptima para el crecimiento microbiano se encuentra en un rango entre 50 y 70%, por debajo de 30% la actividad biológica disminuye principalmente en las bacterias, ya que los hongos y actinobacterias permanecen activos a humedades más bajas y valores por encima de 70% afecta negativamente la disponibilidad de oxígeno y puede originar condiciones de anaerobiosis y un lavado de nutrientes por lixiviación como lo indica Uribe et al, (2001).

#### • pH.

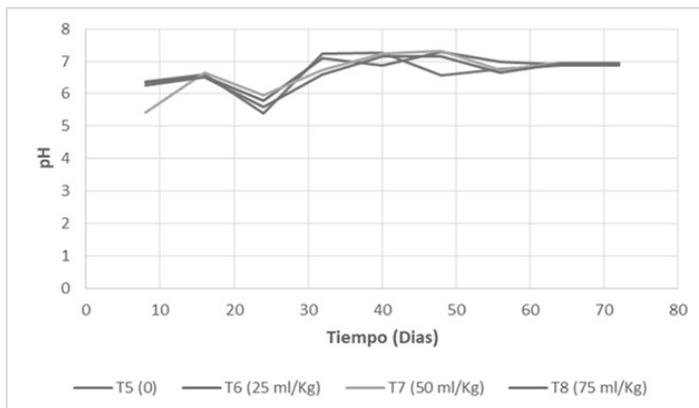
El pH es un factor muy importante que influye sobre la actividad microbiana, es un parámetro que puede condicionar la actividad biológica que degrada la materia orgánica y puede seleccionar a las poblaciones microbiana presentes en cada momento, ya que las bacterias se desarrollan mejor en pH cercano a la neutralidad con un rango comprendido entre 6 - 7,5, mientras que los hongos se desarrollan mejor en medio ácido, aunque toleran un margen más amplio de pH (5-8). Sin embargo, el compostaje puede desarrollarse dentro de un amplio rango de pH (3-11), considerando como valores óptimos los comprendidos entre 5,5 y 8,0 (Negro et al. 2010).

Las figuras 7, 8 y 9 describen la variación del comportamiento promedio del pH de las tres mezclas durante los 74 días del proceso de compostaje. Se observa en las gráficas que independientemente del tratamiento con o sin adición del inóculo el dinamismo es muy similar,

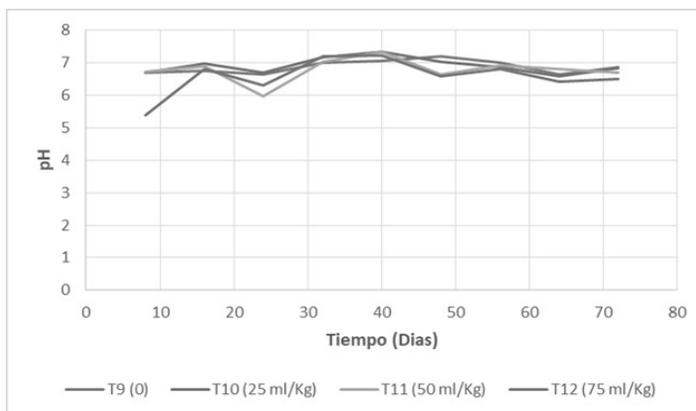
iniciando los 12 tratamientos con un valor promedio de pH ligeramente ácido alrededor de 5.8 y 6.4. Es así como a partir del día 16 se observa un descenso en los niveles de pH en las mezclas, y a partir de este punto los tratamientos incrementan el pH alrededor de 7.3 y a partir del día 56 tienden a estabilizar el pH (6 a 7), manteniéndose sobre estos niveles hasta el final del proceso. Estos resultados se relacionan con lo mencionado por Martínez et al, (2008) quien encontró que la dinámica del pH muestra una tendencia a disminuir luego del primer volteo producto de una posible liberación de ácidos orgánicos y luego aumenta hacia el final del proceso en especial en los tratamientos con estiércol.



**Figura 7.** Variación del pH respecto al tiempo en los tratamientos T1 a T4 en la mezcla 1.



**Figura 8.** Variación del pH respecto al tiempo en los tratamientos T5 a T8 en la mezcla 2.



**Figura 9.** Variación del pH respecto al tiempo en los tratamientos T9 a T12 en la mezcla 3.

Según Sánchez (2001), la evolución del pH en el compostaje presenta tres fases. Durante la fase mesófitica inicial se observa una disminución del pH a la formación de ácidos orgánicos durante el proceso de degradación de las fracciones de materia orgánica más lábiles por acción de los microorganismos. En una segunda fase se produce una progresiva alcalinización del medio, debido a la pérdida de ácidos orgánicos y la generación de amoníaco procedente de la descomposición de las proteínas y en la tercera fase el pH tiende a la neutralidad debido a la formación de compuestos húmicos que tienen propiedades tampón. Esto concuerda con lo dicho por Sundberg, (2005), quien plantea que la variación en el pH durante el proceso de compostaje se debe a cambios constantes en la composición química del sustrato, además que el pH está influenciado por tres sistemas ácido-base: el sistema carbónico, con el dióxido ( $\text{CO}_2$ ) que se forma durante la descomposición y puede escapar en forma de gas; el sistema amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) – amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), que se forma cuando se descomponen las proteínas y el sistema de ácidos orgánicos como el acético y el láctico. Estos sistemas se combinan para formar la curva típica del pH del compostaje, donde se presenta un descenso en la fase inicial, un aumento en la fase de máxima actividad y por último la tendencia a la estabilización, lo que se relaciona con los resultados obtenidos en el presente estudio.

## **Determinación de las características físicas evaluadas al final del proceso de compostaje**

### **• Olor.**

Al inicio del proceso las mezclas presentaban olores característicos de acuerdo con los sustratos utilizados en cada una. Al aumentar el proceso estos olores fueron disminuyendo a medida que los compuestos se degradaban.

Al finalizar el proceso ninguna de las mezclas presento olores desagradables y se ajusta a lo descrito por Canet (2007), que los olores generados por los residuos en las fases iniciales, causados principalmente por sustancias volátiles (ácidos orgánicos, amoníaco entre otros) desaparecen, dando al compost maduro un olor característico similar al de la tierra húmeda, producido fundamentalmente por la excreción de geosmina, metabolito secundario producido por los *Streptomyces*, los cuales predominan durante la fase de maduración del compost.

### **• Color.**

La descomposición de los materiales de las mezclas a lo largo del proceso cambió gradualmente, las mezclas 1 y 2 presentaron color marrón en estado seco, pero en condiciones húmedas eran color marrón oscuro. Estos resultados están fundamentados en lo reportado por Canet (2007) quien argumenta que el compost toma un color marrón oscuro, casi negro debido al mayor grado de humificación de los residuos. También describe que el color final depende principalmente del material inicial; además el color también se debe a la degradación que sufrieron las diferentes mezclas que conformaron los diferentes tratamientos como la lignina, celulosa, la hemicelulosa entre otros. El color del compost también sirve como un indicador de la maduración o finalización del compostaje en cuanto al drenaje y aireación, porque no se distingue el color inicial de los diferentes tratamientos evaluados.

Así, en las mezclas que contenían más de un tipo de estiércol como la mezcla 3 que el color final fue generalmente más marrón.

## Determinación de características químicas del compost.

- Relación Carbono-Nitrógeno (C/N).

El contenido de carbono orgánico (%) es considerado un índice de calidad del compost. La norma técnica colombiana (2004) indica que este parámetro debe tener un valor total alrededor del 15% al finalizar el proceso.

En la Tabla 7 se relacionan los resultados obtenidos para los parámetros carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT) y la relación C/N, en esta se observa que los valores de CO encontrados en los compost se aciertan en el rango exigido por la norma, siendo el tratamiento T9 con 16,12 % el que mayor porcentaje de CO obtuvo y T5 con 9,86% el de menor porcentaje. Sin embargo, se observó que para todos los tratamientos la cantidad de CO disminuyó con respecto a la que iniciaron el proceso de compostaje. Según Inbar et al, (1991) y Zmora et al, (2005) la disminución en el CO es un buen indicador de la madurez del producto final ya que las sustancias húmicas son resistentes a la degradación y la mayoría de sus componentes contienen CO en el compost maduro.

**Tabla 7.** Porcentaje de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT) y la relación C/N final del compost en los tratamientos evaluados.

Tratamiento	CO (%)	NT (%)	C/N (%)
T1	11,53 <sup>j</sup>	1,26 <sup>d</sup>	9,15 <sup>f</sup>
T2	12,3 <sup>c</sup>	1,01 <sup>fg</sup>	13,21 <sup>b</sup>
T3	15,4 <sup>h</sup>	1,12 <sup>d</sup>	12,21 <sup>d</sup>
T4	15,2 <sup>i</sup>	1,15 <sup>e</sup>	13,75 <sup>a</sup>
T5	9,86 <sup>k</sup>	1,04 <sup>cf</sup>	9,48 <sup>ef</sup>
T6	11,53 <sup>j</sup>	1,05 <sup>g</sup>	10,98 <sup>c</sup>
T7	15,63 <sup>b</sup>	1,68 <sup>ab</sup>	9,3 <sup>ef</sup>
T8	14,96 <sup>d</sup>	1,74 <sup>a</sup>	8,59 <sup>g</sup>
T9	16,12 <sup>a</sup>	1,64 <sup>bc</sup>	9,82 <sup>e</sup>
T10	13,56 <sup>f</sup>	1,22 <sup>d</sup>	11,11 <sup>c</sup>
T11	12,93 <sup>g</sup>	1,22 <sup>d</sup>	10,59 <sup>cd</sup>
T12	14,2 <sup>e</sup>	1,33 <sup>c</sup>	10,67 <sup>cd</sup>

**Fuente:** cálculos del estudio. Promedios de C. orgánico y relación C/N (prueba de Tukey,  $p>0.05$  y promedio de Nitrógeno con letras diferentes difieren significativamente (prueba de Kruskal Wallis,  $p<0.05$ ).

Lo anterior, se complementa con lo reportado por Bernal et al, (1998) quienes encontraron que el CO está altamente correlacionado con la cantidad de carbono mineralizado, observando esto en siete compost realizados a partir de desechos agrícolas y residuos municipales. Las altas tasas de mineralización en un compost inmaduro pueden causar efectos perjudiciales sobre el crecimiento de las plantas ya que generan la competencia por el nitrógeno y el oxígeno.

El análisis de NT total reporta valores entre 1,01 y 1,74%. Los valores registrados se encuentran dentro del rango suministrado por la FAO (1991), quien considera que los niveles de NT adecuados en el compostaje oscilan entre 0,4 a 3,5%; este aspecto se sustenta además con Acosta y Peralta, (2015), los cuales realizaron compost a partir de residuos agrícolas donde encontraron valores entre 1.07 y 3.9% de nitrógeno; Hurtado, J. (2014) quien reportó valores de 0,81 y 0,83% y la FAO (1997) muestra criterios de evaluación de nitrógeno alrededor de 0,30%.

En la tabla 7 se observa la relación C/N de los tratamientos evaluados. Siendo los tratamientos T4 y T2 (13,75% y 13,72%) respectivamente, los que presentaron diferencias estadísticas con respecto a los demás tratamientos, siendo los tratamientos sin inóculo los que menor porcentaje de relación C/N presentaron (T1 9,15%, T5 9,48% y T8 8,59%). Según la NTC 5167 debe ser inferior a 25 y cercana a 15 según Ribeiro et al., (2007). De igual forma, Ballesteros, (2001) propone que el carbono disminuye debido a que el carbono se convierte en anhídrido carbónico, por lo cual la relación C/N debe alcanzar un valor cercano a 10/1 al concluir el proceso; esto concuerda con los resultados obtenidos por Kalil et al, (2007) donde después de 75 días de compostaje de residuos de plaza, poda y contenido ruminal, obtuvo una relación C/N final de 11.

### **Análisis de elementos mayores y menores.**

A los productos obtenidos se les realizaron los análisis correspondientes para determinar su contenido de nutrientes al final del proceso de compostaje (74 días). Las Tablas 8 y 9 muestran los resultados obtenidos en el análisis de cada uno de los elementos estudiados.

De acuerdo con los resultados obtenidos el análisis de la materia orgánica (MO) reporta valores entre 30,12 y 34,73% en todos los tratamientos evaluados (Tabla 8), la FAO (1991), plantea que la materia

orgánica adecuada en los compostajes está en un rango de 25 a 80%, lo cual confirma que los niveles de MO obtenidos son acordes y funcionales para utilizarlos como enmiendas agronómicas o acondicionador del suelo. Lo anterior se corrobora con los resultados obtenidos por Huang et al, (2005) donde el porcentaje de MO al final del proceso de compostaje (63 días) se encontraba alrededor del 33%.

Los tratamientos que mayor porcentaje de MO obtuvieron fueron T4, T8 y T12 (33,11, 33,94 y 34,73%) respectivamente, que corresponden a aquellos que fueron inoculados con 75ml/Kg del consorcio microbiano. Las sustancias húmicas que hacen parte de la materia orgánica se forman por degradación química y biológica de los residuos vegetales y animales, y por actividades de síntesis llevadas a cabo por microorganismos del suelo (Román et al, 2013), lo anterior puede explicar la razón por la cual estos tratamientos tuvieron un mayor porcentaje de materia orgánica, ya que al estar en contacto con un mayor número de microorganismos con capacidad degradadora influyendo así en el resultado.

Defrieri, (2005) indica que la materia orgánica disminuye a medida que avanza el proceso de compostaje, y determinó en su estudio valores del 40%, así mismo que el contenido final será el resultado del valor inicial de MO, de su degradabilidad y de la transformación que haya sufrido durante el proceso. Soliva y López, (2004), afirman que este es un parámetro de gran importancia cuando se utiliza el compost como enmienda ya que incide de forma positiva sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

Para el análisis de los elementos obtenidos se tuvo como referencia la tabla de datos de elementos químicos de suelo del Laboratorio de Análisis Químico de Suelos de la Universidad del Quindío.

En la Tabla 8 se observa la concentración de azufre registrada al final del compostaje de los diferentes tratamientos evaluados; se encontraron diferencias estadísticas entre los tratamientos, siendo T9 (180 ppm), T10 (160 ppm) y T11 (130 ppm) los que presentaron la mayor cantidad de azufre con respecto a los demás tratamientos, esto puede estar relacionado a que estos tratamientos tienen en común la mezcla de los residuos agropecuarios (mezcla 3), también puede estar relacionado con el uso

que le dio la microbiota a los componentes de estos residuos, las cuales contribuyeron a la liberación del fósforo.

**Tabla 8.** *Análisis de elementos mayores, menores y materia orgánica en los 12 tratamientos.*

TRATAMIENTO	PARÁMETRO					
	M.O	S	P	K	Ca	Mg
	%	ppm	ppm	meq/100	meq/100	meq/100
T1	32,41	40 <sup>f</sup>	32,1 <sup>i</sup>	28,92 <sup>h</sup>	21,92 <sup>j</sup>	5,81 <sup>h</sup>
T2	32,07	40 <sup>ef</sup>	46,9 <sup>fg</sup>	29,16 <sup>g</sup>	29,44 <sup>e</sup>	7,76 <sup>d</sup>
T3	32,60	70 <sup>bc</sup>	36,5 <sup>cd</sup>	31,20 <sup>c</sup>	33,89 <sup>c</sup>	8,2 <sup>c</sup>
T4	<b>33,11</b>	40 <sup>ef</sup>	71,7 <sup>ab</sup>	42,43 <sup>a</sup>	29,75 <sup>d</sup>	7,08 <sup>c</sup>
T5	31,92	30 <sup>f</sup>	35,8 <sup>hi</sup>	28,23 <sup>j</sup>	20,34 <sup>k</sup>	5,89 <sup>h</sup>
T6	30,12	60 <sup>cd</sup>	63,5 <sup>b</sup>	29,53 <sup>f</sup>	26,32 <sup>f</sup>	5,91 <sup>h</sup>
T7	31,83	50 <sup>de</sup>	57,4 <sup>c</sup>	29,85 <sup>e</sup>	24,06 <sup>h</sup>	5,91 <sup>g</sup>
T8	<b>33,94</b>	50 <sup>de</sup>	74,3 <sup>a</sup>	29,94 <sup>d</sup>	35,46 <sup>b</sup>	9,36 <sup>a</sup>
T9	31,79	180 <sup>a</sup>	52,1 <sup>de</sup>	27,24 <sup>k</sup>	25,58 <sup>g</sup>	5,44 <sup>i</sup>
T10	32,19	160 <sup>a</sup>	79 <sup>a</sup>	42,29 <sup>b</sup>	38,25 <sup>a</sup>	8,53 <sup>b</sup>
T11	31,79	130 <sup>ab</sup>	45,6 <sup>gh</sup>	25,75 <sup>l</sup>	23,68 <sup>i</sup>	4,42 <sup>j</sup>
T12	<b>34,73</b>	60 <sup>cd</sup>	48,4 <sup>ef</sup>	28,69 <sup>i</sup>	32,67 <sup>c</sup>	6,68 <sup>f</sup>

*Promedios de elementos mayores y menores con letras diferentes difieren significativamente (prueba de Kruskal Wallis,  $p < 0.05$ ).*

**Tabla 9.** Análisis de elementos mayores y menores en los 12 tratamientos.

TRATAMIENTO	PARÁMETRO				
	Na	Fe	Cu	Zn	Mn
	Meq/100	ppm	ppm	ppm	ppm
T1	6,4 <sup>j</sup>	3080,67 <sup>ef</sup>	3,6 <sup>e</sup>	147,30 <sup>j</sup>	350,53 <sup>h</sup>
T2	5,0 <sup>i</sup>	4044,20 <sup>ab</sup>	4,91 <sup>b</sup>	192,90 <sup>e</sup>	407,90 <sup>f</sup>
T3	6,1 <sup>k</sup>	3474,43 <sup>d</sup>	4,93 <sup>b</sup>	197,60 <sup>d</sup>	433,20 <sup>c</sup>
T4	19,0 <sup>d</sup>	4454,93 <sup>a</sup>	5,56 <sup>a</sup>	216,00 <sup>b</sup>	466,47 <sup>b</sup>
T5	6,7 <sup>i</sup>	3297,60 <sup>de</sup>	3,66 <sup>e</sup>	134,60 <sup>l</sup>	321,83 <sup>j</sup>
T6	18,7 <sup>e</sup>	3523,03 <sup>d</sup>	4,58 <sup>c</sup>	180,20 <sup>f</sup>	432,20 <sup>d</sup>
T7	21,9 <sup>b</sup>	3717880 <sup>c</sup>	4,31 <sup>cd</sup>	170,60 <sup>g</sup>	410,43 <sup>e</sup>
T8	20,4 <sup>c</sup>	4306,67 <sup>a</sup>	4,95 <sup>b</sup>	211,40 <sup>c</sup>	445,80 <sup>a</sup>
T9	10,8 <sup>h</sup>	2423,13 <sup>fg</sup>	3,54 <sup>f</sup>	163,73 <sup>h</sup>	408,07 <sup>f</sup>
T10	23,4 <sup>a</sup>	2423,13 <sup>bc</sup>	5,37 <sup>a</sup>	247,13 <sup>a</sup>	521,13 <sup>a</sup>
T11	13,2 <sup>g</sup>	2041,03 <sup>g</sup>	2,80 <sup>f</sup>	139,60 <sup>k</sup>	337,53 <sup>i</sup>
T12	16,8 <sup>f</sup>	3323,97 <sup>d</sup>	3,75 <sup>d</sup>	158,43 <sup>i</sup>	358,30 <sup>g</sup>

*Promedios de elementos mayores y menores con letras diferentes difieren significativamente prueba de Kruskal Wallis,  $p < 0.05$ .*

El análisis del fósforo mostró diferencias significativas en tres de los tratamientos siendo T10 (79 ppm) y T8 (74,3 ppm) los que presentaron diferencias estadísticas con respecto a los demás tratamientos, los tratamientos que en menor cantidad de fósforo presentaron fue T1 (32,1 ppm), T2 (46,9 ppm), T5 (35,8 ppm) y T11 (45,6), sin embargo según la tabla de referencia para valorar estos resultados advierte que se califica como valores medios entre 20 y 40ppm y altos los que están por encima de 40 ppm. Los altos valores en la disponibilidad de fósforo coinciden con lo señalado por Singh, Maskina y Meelu, (1995), quien ha reportado incrementos en la disponibilidad de fósforo mediante la utilización de estiércol en los compostajes.

El contenido final de potasio se muestra en la tabla 8, en la cual el T4 (42,43 meq/100) es el que presenta mayor contenido de este elemento, además tiene una diferencia estadística significativa en relación con los demás tratamientos. El T10 tiene un contenido de 42,29 meq/100, los demás tratamientos no sobrepasan los 31,20 meq/100. Según la Tabla de referencia para valorar estos resultados advierte que se califican como valores altos los que están por encima de 0,40 meq / 100 gr. Lo anterior,

concuerta con FAO (1991), quien advierte que el potasio debe fluctuar en rangos de 0,4 a 1,6%, y los 12 tratamientos ofrecen valores que fluctúan entre 1,0 y 1,93% para este elemento.

Pérez et al, (2010) obtuvo resultados similares utilizando gallinaza la cual presenta un valor cercano al 1% para este elemento, y con bovinaza valores por encima de 1%. Estos resultados concuerdan con el presente estudio en el cual el T4 que contiene como sustrato inicial bovinaza, concha de yuca y gallinaza presento un valor final alto para el potasio.

El contenido de calcio, (Tabla 8), fue superior en el T10 (38,25 meq/100), seguido del T8 (35,46 meq/100), el menor contenido lo presento el T5 (20,34 meq/100). Hurtado, (2014) reporta para los tratamientos evaluados un contenido de calcio que están entre 34 y 50 meq/100, los cuales son muy parecidos a los resultados obtenidos en el presente estudio. Para el contenido de magnesio en la tabla 22, el T8 presentó un valor muy superior (9,36 meq/100) respecto a las demás muestras, las cuales tienen un contenido final en promedio de (6,51 meq/100), a excepción del T11 el cual presentó en nivel más bajo (4,42 meq/100). El Magnesio en el suelo se puede lixiviar más fácilmente que el calcio, pero si proviene de abonos orgánicos tiene menos peligro de perdida. (Muñoz, 2005). Esto plantea una de las muchas ventajas que tienen el compost como acondicionador del suelo.

Para el contenido de final de sodio en la tabla 9, los resultados indican que el T10 fue el presentó mayor concentración de este elemento (23,4 meq/100), seguido del T7 con un valor de (21,9 meq/100); además estos dos tratamientos presentan una diferencia estadística significativa en comparación con los demás tratamientos. Siendo el T2 el que presentó un menor contenido (5,0 meq/100).

En la Tabla 9 se representa el contenido de hierro en los 12 tratamientos. Los tratamientos T4 y T8 presentaron el mayor valor de este elemento (4454,93 y 4306,67 ppm) respectivamente, y además de tener una diferencia significativa con respecto a los demás tratamientos, pero no entre ellos. La alta concentración de hierro en estos tratamientos se puede deber al proceso de degradación que tuvo la mezcla y que ambos compartían esta misma (mezcla 1).

Para el contenido de cobre (Tabla 9), el tratamiento 4 presentó el mayor contenido (5,56 ppm) el cual mostró diferencias significativas, seguido de los tratamientos T2, T3 y T8 (4,91, 4,93 y 4,95 ppm) respectivamente, entre los cuales no hubo diferencias significativas, pero si con el resto de tratamientos. Siendo T9 y T11 los que menor contenido de este elemento presentaron (3,54 y 2,80 ppm) respectivamente.

En lo que respecta, al contenido de zinc, el tratamiento 5 presentó el valor más alto (134,60 ppm), seguido del tratamiento 4 (216,00 ppm). El menor contenido lo presentó el tratamiento 5 (134,60 ppm). Durán y Henríquez, (2007) reporta que en 3 de los 5 vermicompost evaluadas se obtuvieron valores mayores a (279 mg/Kg), en particular el tratamiento en el cual se utilizaron residuos domésticos.

El contenido de manganeso (Tabla 9), se observa que en los tratamientos 8 y 10 presentaron el mayor contenido (445,80 y 521,13 ppm) respectivamente y los que presentaron diferencias estadísticas con respecto a los demás tratamientos, mientras que los tratamientos 5 y 11 fueron los que menor contenido de este elemento presentaron (321,83 y 337,53 ppm) respectivamente.

En general, se puede concluir que los compost obtenidos de cada tratamiento cumplen con las cantidades de elementos mayores y menores establecidas por la FAO (1991), siendo los tratamientos T4, T8 y T10 los que sobresalieron reportando los valores más altos para los minerales evaluados (Tablas 8 y 9), cabe destacar que estos tratamientos fueron tratados con el inóculo del consorcio microbiano evaluado a concentraciones de 75ml/Kg (T4 y T18) y 50ml/Kg (T10), lo que indica que la adición del inóculo influye de forma positiva sobre el proceso de descomposición y mineralización de los residuos agropecuarios compostados.

Los compostajes que se produjeron a partir de los 12 tratamientos, por su contenido nutricional los hacen sin duda un material proporcionado para ser usado como mejoradores del suelo o abono orgánico, esto concuerda con lo argumentado por Suquilanda (1996), quien expresa que, al incorporar compost, se mejoran las propiedades químicas, aumenta el contenido en macro nutrientes N, P, K y micro nutrientes y mejora la actividad biológica del suelo.

## Conclusiones

El potencial de compostaje del consorcio de los microorganismos estudiados fue positivo ya que el valor de la relación C/N, tradicionalmente utilizada para establecer el grado de madurez de una composta, bajó considerablemente durante el proceso. Así mismo, se observó en la variable temperatura donde los picos más altos de temperatura (57– 61°C), se presentaron en los tratamientos donde se adicionó la mayor inoculación del consorcio microbiano, (tratamientos T3, T4, T7, T8, T11 y T12) donde se adicionaron 50 y 75 ml/Kg del inóculo, respectivamente.

El tiempo de madurez del compost obtenido con la inoculación del consorcio microbiano en los 74 días del proceso logró disminuirse en los tratamientos inoculados con el consorcio microbiano a 50 y 75 ml/Kg, lo que sugiere que la adición del inóculo influye de forma positiva sobre el proceso de descomposición y mineralización de los residuos agropecuarios compostados, acelerando el proceso y ser utilizado en corto tiempo para el mejoramiento de la calidad de suelos pobres.

El compostaje inoculado con el consorcio microbiano con actividad celulolítica y amilolítica es una alternativa que puede mejorar la disposición final de los residuos agropecuarios generados en el departamento de Sucre, contribuyendo a la recuperación y el reciclaje de nutrientes.

## Referencias Bibliográficas

- Acharya A, Joshi D, Shrestha K, Battha D. (2012). Isolation and screening of thermophilic cellulolytic bacteria from compost piles. *Scientific World*. Volume 10(10), 43-46
- Acosta, W y Peralta, M. (2015). *Elaboración De Abonos Orgánicos A Partir Del Compostaje De Residuos Agrícolas En El Municipio De Fusagasugá*. Universidad De Cundinamarca. Fusagasugá, Colombia.
- Aguilera M. (2005). *La Economía Del Departamento De Sucre: Ganadería Y Sector Público*. Ed 64. Documentos de Trabajo sobre Economía Regional y Urbana. (pp 2-126). Cartagena, Colombia: Banco de la República.
- AGRONET (La red de información y comunicación del Sector Agropecuario Colombiano), (2016). Recuperado de <https://www.agronet.gov.co/estadistica/Paginas/home.aspx?cod=4> .

- Ballesteros, M. (2001). Caracterización química de procesos de compostaje, determinación de parámetros de calidad de compost y evaluación del efecto sobre el aluminio en un oxisol. Tesis de pregrado en Química. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento Química. Bogotá. 1-18p.
- Bernal, M., Navarro, A.F., Sanchez-Monedero, M., Roig, A y Cegarra, J. (1998). Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 30: 305–313.
- BID (Banco Interamericano de desarrollo), (2009). Manual Práctico de Uso de EM. Edición N° 1. Recuperado de [http://www.emuruguay.org/images/Manual\\_Practico\\_Uso\\_EM\\_OISCA\\_BID.pdf](http://www.emuruguay.org/images/Manual_Practico_Uso_EM_OISCA_BID.pdf)
- Bonivento, J. (2012). Producción de lombricompost de diferentes mezclas de residuos agropecuarios en el departamento de Córdoba, Colombia. Tesis para optar el título de Magister en biotecnología. Universidad de Córdoba. Montería, Colombia.
- Canet, R. (2007). Uso de la materia orgánica en la agricultura. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. España. 11-17.
- Cariello, M. E., Castañeda, L., & Riobo, I. (2007). Inoculante de microorganismos endógenos para acelerar el proceso compostaje de residuos sólidos urbanos. *RC Suelo Nutr. Veg.* 7(3), 26-35.
- Chen, T. T., Wang, L. F., Wang, O., & Han, J. R. (2013). Isolation and identification of thermophilic actinomycetes in asparagus old stem compost. *J. Shanxi Agr. Sci.* 1, 40-45.
- Cronje, A., Turner, C., Williams, A. (2003). Composting under controlled conditions. *Environmental Technology.* 1221-1234.
- De Carlo, E. B., Rosa, A. T., Benintende, S., Cariello, M. E., Castañeda, L., Figoni, E., & Mascheroni, F. (2015). ESTUDIO DE LA PUBLICACIÓN MICROBIANA EN LAS ETAPAS INICIALES DEL COMPOSTAJE. *Ceres*, 48(280).
- Defrieri, R. (2005). Utilización de parámetros químicos y microbiológicos como criterios de madurez durante el proceso de compostaje. Facultad de Agronomía. UBA. Buenos Aires. Argentina 22(1): 25-31.
- FAO. (1991). Manejo del suelo. Producción y uso del compost en ambientes tropicales y subtropicales. Roma (Italia). p. 312.

- FAO. (1997). China: Reciclaje de desechos orgánicos en la agricultura. (40): 2, 9, 12, 15.
- Fogiel, AC, Bernuth, FC. Michel JR and Louden TL. (2003). Experimental verification of the natural convection transfer of air through a dairy manure compost media. Proceedings of the International Meeting of the American Society of Agricultural Engineers; ASAE, St. Joseph, MI: ASAE paper no. 994053.
- Franco, De La J y Urzúa PI. (2006). Informe: Analisis de compost. Asesoría a la planta de compostaje Ecomaule S.A. Universidad de Talca, Perú, 20p.
- Granados, V y Rodríguez, D. (2007). Evaluación de un inoculante microbiano en el proceso de compostaje en un cultivo de flores. Tesis de Pregrado. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, 19-21, 33.
- Huang. G., Wu Q., Wong. J y Nagar. B. (2005). Transformation of organic matter during cocomposting of pig manure with sawdust. *Biore-source Technology* 97: 1834-1842
- Hurtado, J. (2014). Evaluación del efecto acelerador de microorganismos transformadores de materia orgánica (TMO) en el proceso de compostaje de las deyecciones de bovinos, porcinos y conejos. Tesis de Maestría. Universidad de Manizales. Manizales, Colombia.
- IGAC, I. D. (2006). Métodos Analíticos del Laboratorio de Suelos. Análisis de pH, Método relación Agua: Suelo, 73-75.
- Inbar, Y., Chen, Y y Hadar, Y. (1991). Carbon-13 CPMAS NMR and FTIR spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of solid waste from wineries. *Soil Science*. 152, 272-282.
- Jiménez, E. I., Silva, M. T. B., & Egea, F. C. M. (2008). II. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. *Compostaje*, 243.
- Kalil, S., Casas. J y Martínez. M.M. (2007). Seguimiento del proceso de humificación en compost inoculado. Tesis de Pregrado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Departamento de Microbiología. Bogotá, 32- 69.
- Laich, F., & Andrade, J. (2016). *Penicillium pedernalense* sp. nov., isolated from whiteleg shrimp heads waste compost. *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, 66(11), 4382-4388.

- Martínez Gutiérrez, G. A., Íñiguez Covarrubias, G., Ortiz-Hernández, Y. D., López-Cruz, J. Y., & Bautista Cruz, M. A. (2013). Tiempos de apilado del bagazo del maguey mezcalero y su efecto en las propiedades del compost para sustrato de tomate. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 29(3), 209-216.
- Martínez, R., Miglierina, A., Luna, M., Konijnenburg, A y Pellejero, G. (2008). Evaluación del compostaje de los residuos Del procesamiento de la cebolla. Universidad Nacional Del Comahue. Argentina. (9), 3.
- Meléndez, G., & Soto, G. (2003). Indicadores químicos de calidad de abonos orgánicos. Abonos orgánicos: Principios, características e impacto en la agricultura. Ed Meléndez, G. San José, Costa Rica, 50-63.
- Mendiburu, F. (2016). *Agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research*. R package version 1.2-4. <http://CRAN.R-project.org/package=agricolae>.
- Moreno Casco, J., & Moral Herrero, R. (2008). *Compostaje* (No. F04 MOR 18358). Ediciones Mundi-Prensa.
- Muñoz, J. (2005). *Compostaje en pescador, cauca: tecnología apropiada para el manejo de residuos orgánicos y su contribución a la solución de problemas medioambientales*. Universidad Nacional de Colombia. 30-38.
- Negro, M.J., Villa, F., Aibar, J., Alarcón, R., Ciria, M.P., Cristóbal, M.V., de Benito, A., García-Martín, A, García-Muriedas, G, Labrador, J, Lacaste, C., Lezaun, J.A., Meco, R., Pardo, G., Solano, M.L, Torner, C., Zaragoza, C. (2010). *Producción y gestión del compost*.
- Ojeda, S., Lozano, G., Quintero, M., Whitty, K., & Smith, C. (2008). *Generación de residuos sólidos domiciliarios por periodo estacional: el caso de una ciudad mexicana*. In I Simposio Iberoamericano sobre Ingeniería de Residuos REDISA (pp. 23-24).
- Pérez, R, Pérez, A, y Vertel, M. (2010). *Caracterización nutricional, fisicoquímica y microbiológica de tres abonos orgánicos para uso en agroecosistemas de pasturas en la subregión Sabanas del departamento de Sucre*. Colombia. 5: 27-37.

- R core team. (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RAS, Colombia. Ministerio de Desarrollo Económico. Dirección General de Agua Potable y Saneamiento Básico. (2000). Documentación técnico normativa del sector de agua potable y saneamiento básico. Acodal.
- Ribeiro. H., Romero. A., Pereira. H., Borges. P., Cabral. F y Vasconcelos, E. (2007). Evaluation of a compost obtained from forestry waistes and solid phase of pig slurry as a substrates for seedlings production. *Biosource Technology* 98: 3294- 3297.
- Richard, T., y Trautmann, N., (1996). C/N Ratio. The Science and Engineering of Composting (on line). Cornell Composting. Science and Engineering. Cornell Waste 86 Management Institute. Internet: <http://compost.css.cornell.edu/calc/2.html>.
- Sánchez, M. (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. 78(3), 301-308.
- Sélimo, MJ. (2005). Compostaje En Pescador, Cauca: Tecnología Apropia- da Para El Manejo De Residuos Orgánicos Y Su Contribución A La Solución De Problemas Medioambientales. Trabajo de grado. Uni- versidad Nacional de Colombia sede Palmira, 80p.
- Singh, O., Singh, M., Maskina, S. y Meelu. O. (1995). Response of wetland rice to nitrogen from catle manure and urea in rice wheat rotation. *Trop. Agric.*72:91-96.
- Soliva, M., y López, M. (2004). Calidad del compost: Influencia del tipo de materiales tratados y de las condiciones del proceso. Escola Super- ior d'Agricultura de Barcelona. España. 1-17.
- Stentiford, E. I. (1996). Composting control: principles and practice. In *The science of composting* (pp. 49-59). Springer, Dordrecht.
- Sundberg, C. (2005). Improving Compost Process Efficiency by Contro- lling Aeration, Temperature and pH. University Uppsala. Suecia. 103.

- Suquilanda, M. (1996). Agricultura orgánica, alternativa tecnológica del futuro. Edic. UPS, Fundagro. Quito-Ecuador.
- Tiquia, S. M. (2002). Evolution of extracellular enzyme activities during manure composting. *J. Appl. Microbiol.* 92, 764-775.
- Tortarolo, M F; Pereda, M, Palma, M, & Arrigo, N M. (2008). Influencia de la inoculación de microorganismos sobre la temperatura en el proceso de compostaje. *Ciencia del suelo*, 26(1), 41-50. Recuperado en 22 de septiembre de 2017.
- Uribe, J.F, Estrada, M., Córdoba, S., Hernández, L.E. and Bedoya, D.M. (2001). Evaluación de los Microorganismos eficaces (E. M) en producción de abono orgánico a partir del estiércol de aves de jaula. *Rev.colomb.cienc.pecu*, 14(2), p162-170.
- Van Heerden, I; Cronjé C; Swart SH & Kotzé JM. (2002). Microbial, chemical and physical aspects of citrus waste composting. *Bioresource Technology* 81: 71-76
- Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., Chen Y. (2005). Dissolved organic carbón (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 2109–2116.