



**COLEGIO DE POSTGRADUADOS**  
INSTITUCION DE ENSEÑANZA E INVESTIGACION EN CIENCIAS AGRICOLAS

**CAMPUS CORDÓBA**

**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN  
INNOVACIÓN AGROALIMENTARIA SUSTENTABLE**

**DINÁMICA DE pH, EMISIÓN DE NH<sub>3</sub> Y CO<sub>2</sub> DURANTE EL COMPOSTAJE DE  
ESTIÉRCOL BOVINO COMBINADO CON AZUFRE**

**MOISÉS PÉREZ VÁZQUEZ**

**T E S I S**

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

**MAESTRO EN CIENCIAS**

**AMATLÁN DE LOS REYES, VERACRUZ, MÉXICO**

2019

**CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS  
REGLAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACIÓN**

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe **Moisés Pérez Vázquez** alumno de esta institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta institución, bajo la dirección del profesor **Joel Velasco Velasco**, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis **“DINÁMICA DE pH, EMISIÓN DE NH<sub>3</sub> Y CO<sub>2</sub> DURANTE EL COMPOSTAJE DE ESTIÉRCOL BOVINO COMBINADO CON AZUFRE”** y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del Colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la institución, el profesor Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción de daño al proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta institución.

Amatlán de los Reyes, Veracruz a 16 de 10 de 2019

Moisés Pérez Vázquez

  
Firma

Joel Velasco Velasco

  
Vo.Bo. del profesor Consejero


o Director de Tesis

La presente tesis, titulada: **DINÁMICA DE pH, EMISIÓN DE NH<sub>3</sub> Y CO<sub>2</sub> DURANTE EL COMPOSTAJE DE ESTIÉRCOL BOVINO COMBINADO CON AZUFRE**, realizada por el alumno: **Moisés Pérez Vázquez** bajo la dirección de su Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS  
EN INNOVACIÓN AGROALIMENTARIA SUSTENTABLE

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



---

Dr. Joel Velasco Velasco

ASESOR



---

Dr. Josafhat Salinas Ruiz

ASESOR



---

Dr. Armando Guerrero Peña

ASESOR



---

Dr. Ronald Ferrera Cerrato

Amatlán de los Reyes, Veracruz

2019

# **DINÁMICA DE pH, EMISIÓN DE NH<sub>3</sub> Y CO<sub>2</sub> DURANTE EL COMPOSTAJE DE ESTIÉRCOL BOVINO COMBINADO CON AZUFRE**

Moisés Pérez Vázquez, M. C.

Colegio de Postgraduados, 2019

## **RESUMEN**

El manejo del estiércol en las explotaciones pecuarias ha sido un reto debido al gran volumen que ello significa. Cada animal excreta entre el 2.5% y el 3% de su peso por día. Uno de los problemas ambientales que ocasionan los estiércoles son los efluentes, la lixiviación y la emisión de gases. En esta investigación se evaluó la dinámica del pH a nivel de campo como uno de los factores determinantes en el proceso de compostaje y su efecto en la emisión de NH<sub>3</sub>-N y CO<sub>2</sub>-C con la adición de S°. El trabajo se desarrolló en un rancho comercial de la región central del estado de Veracruz. En un diseño experimental de bloques completos al azar con tres repeticiones, se establecieron un total de cinco tratamientos al 0.0%, 0.25%, 0.50%, 0.75% y 1% a través de pilas a las cuales se le agregaron las cantidades de S° correspondiente a cada tratamiento de la siguiente manera: T1 (proporción estiércol: azufre 5000:0.0 kg/kg), T2 (proporción estiércol: azufre 5000:12.5 kg/kg), T3 (proporción estiércol: azufre 5000:25.0 kg/kg), T4 (proporción estiércol: azufre 5000:37.5 kg/kg) y T5 (proporción estiércol: azufre 5000:50.0 kg/kg). Se realizaron análisis físico y químico, así como las mediciones en sitio de NH<sub>3</sub>-N y CO<sub>2</sub>-C a través de cámaras estáticas. Las lecturas de los gases se tomaron con ayuda de sensores portátiles. Se tomaron muestras de cada tratamiento para determinar el pH y el contenido de agua por el método gravimétrico. Al final del experimento (120 días) se tomaron muestras para análisis físico y químico. Las variables fueron analizadas con un análisis de varianza (ANOVA) con interacción tratamiento-tiempo y un ANOVA simple con comparación de medias LSD de Fisher ( $\alpha = 0.05$ ). Con base en los

resultados obtenidos, la utilización de 1% de S° puede ser una alternativa viable para el amortiguamiento del pH en compost de estiércol bovino. Con este mismo porcentaje de S° en la pila se reducen las emisiones de NH<sub>3</sub>-N especialmente en la fase mesófila I y la fase termófila. También las emisiones de CO<sub>2</sub>-C fueron mayores en los tratamientos con S°. Los tratamientos con S° presentaron los porcentajes de humedad más altos y los tratamientos con las mayores dosis de S° presentaron las temperaturas más altas. Además, la adición de S° no afectó la calidad de producto final en cuanto al contenido de MO, DAp, CE, CIC, CO, CaCO<sub>3</sub>, macro y micronutrientes.

**Palabras clave:** compostaje, dinámica de pH, emisión de NH<sub>3</sub>-N y CO<sub>2</sub>-C

**pH DYNAMICS, NH<sub>3</sub> AND CO<sub>2</sub> EMISSIONS DURING CATTLE MANURE  
COMPOSTING SUPPLEMENTED WITH SULFUR**

Moisés Pérez Vázquez, M. C.

Colegio de Postgraduados, 2019

**ABSTRACT**

Manure management on livestock farms has been a challenge due to the large volume it means. Each animal is excreted between 2.5% and 3% of its weight per day. One of the environmental problems caused by manures is effluent, leaching and gas emission. In this investigation, the pH dynamics at field level was evaluated as one of the determining factors in the composition process and its effect on the emission of NH<sub>3</sub>-N and CO<sub>2</sub>-C supplemented with S°. The work was completed in a commercial ranch in the central region of the state of Veracruz. In a randomized complete block experimental design with three replications, a total of five treatments were established at 0.0%, 0.25%, 0.50%, 0.75% and 1% through batteries to which the amounts of S ° corresponding to each treatment are added as follows: T1 (manure ratio: sulfur 5000: 0.0 kg/kg), T2 (manure ratio: sulfur 5000: 12.5 kg/kg), T3 (manure ratio: sulfur 5000: 25.0 kg/kg), T4 (manure ratio: sulfur 5000: 37.5 kg/kg) and T5 (manure ratio: sulfur 5000: 50.0 kg/kg). Physical and chemical analyzes were performed, as well as on-site measurements of NH<sub>3</sub>-N and CO<sub>2</sub>-C through static cameras. Gas readings were taken with the help of portable sensors. Samples of each treatment were taken to determine the pH and water content by the gravimetric method. At the end of the experiment (120 days) samples were taken for physical and chemical analysis. The variables were analyzed with an analysis of variance (ANOVA) with treatment-time interaction and a simple ANOVA with comparison of Fisher's LSD means ( $\alpha = 0.05$ ). Based on the results obtained, the use of 1% of S ° may be a viable alternative for buffer damping in cattle manure compost. With

this same percentage of S° in the piles, NH<sub>3</sub>-N emissions are reduced, especially in the mesophilic phase I and the thermophilic phase. CO<sub>2</sub>-C emissions were also higher in treatments with S°. The treatments with S° presented the highest moisture percentages and the treatments with the highest doses of S° presented the highest temperatures. In addition, the addition of S° did not affect the quality of the final product in terms of the content of MO, DAp, CE, CIC, CO, CaCO<sub>3</sub>, macro and micronutrients.

**Key words:** composting, pH dynamics, NH<sub>3</sub>-N and CO<sub>2</sub>-C emission

## **AGRADECIMIENTOS**

*Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por el apoyo brindado durante mis estudios de posgrado.*

*Al Colegio de Postgraduados Campus Córdoba y Campus Montecillo, por brindarme herramientas valiosas para mi desarrollo profesional y académico.*

*Al Dr. Joel Velasco, por el apoyo y confianza demostrada para la realización de este proyecto.*

*Al Dr. Josafhat Salinas Ruiz, por su apoyo en la parte estadística, así como por darme los comentarios y consejos oportunos durante todo el posgrado.*

*A la Dr. Armando Guerrero Peña, por sus comentarios y disposición en la realización y escritura del presente proyecto.*

*A la Dr. Ronald Ferrera Cerrato por su participación en este proyecto*

*A los profesores que contribuyeron en mi formación durante mi estancia en el Colegio de Postgraduados.*

*A mis amigos y compañeros de viaje en este postgrado pero especialmente a mis padres.*



## **DEDICATORIA**

A mí familia

## CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN GENERAL .....	1
2	OBJETIVOS .....	2
2.1	Objetivo general .....	2
2.2	Objetivos específicos .....	2
3	HIPÓTESIS .....	2
4	LITERATURA CITADA .....	3
5	CAPÍTULO 1. MANEJO DEL ESTIÉRCOL BOVINO, PARÁMETROS DE CALIDAD Y RETOS DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE ESTIÉRCOL BOVINO. ....	4
5.1	RESUMEN .....	4
5.2	ABSTRACT .....	4
5.3	INTRODUCCIÓN .....	5
5.4	DESARROLLO DEL TEMA.....	6
5.4.1	Principales factores involucrados durante el manejo del estiércol bovino para producir compost .....	6
5.4.2	Compostaje de estiércol proveniente de granjas de ganado estabulado y semi-estabulado .....	7
5.4.3	Mecanización del proceso de compostaje .....	9
5.4.4	Ventajas y desventajas de realizar compost .....	10
5.4.5	Técnicas de compostaje .....	11
5.4.6	Fases del compostaje .....	11
5.4.7	El pH y el sistema acido-base en el compostaje .....	13

5.4.8	Dinámica del pH en las diferentes fases del compostaje.....	13
5.4.9	Parámetros de calidad en el proceso de compostaje.....	14
5.4.10	Oportunidad para realizar investigación en el compostaje de estiércol bovino 17	
5.4.11	Estudios enfocados a reducir el pH en el proceso de compostaje.....	18
5.4.12	Microorganismos presentes en el compostaje .....	21
5.4.13	Microorganismos presentes en el compostaje de estiércol bovino .....	21
5.4.14	Bacterias oxidadoras de azufre.....	22
5.1	CONCLUSIÓN .....	4
5.2	LITERATURA CITADA .....	5
6	CAPITULO 2. DINÁMICA DE pH, EMISIÓN DE NH <sub>3</sub> -N Y CO <sub>2</sub> -C DURANTE EL COMPOSTAJE DE ESTIÉRCOL BOVINO COMBINADO CON AZUFRE .....	13
6.1	RESUMEN .....	13
6.2	ABSTRACT .....	14
6.3	INTRODUCCIÓN.....	15
6.4	MATERIALES Y MÉTODOS .....	17
6.5	RESULTADOS Y DISCUSION .....	20
6.5.1	Efecto de la adición de S <sup>o</sup> en el pH durante el proceso de compostaje .....	20
6.5.2	Efecto de la adición de S <sup>o</sup> en la temperatura durante el proceso de compostaje 23	
6.5.3	Efecto de la adición de S <sup>o</sup> en la humedad durante el proceso de compostaje	25
6.5.4	Efecto de la adición de S <sup>o</sup> en la emisión de NH <sub>3</sub> -N durante el proceso de compostaje.....	27

6.5.5	Efecto de la adición de S <sup>o</sup> en la emisión de CO <sub>2</sub> -C durante el proceso de compostaje.....	29
6.5.6	Efecto de la adición de S <sup>o</sup> en algunas características físicas y químicas del compost al inicio y final del proceso de compostaje.....	31
6.1	CONCLUSIONES.....	37
6.2	LITERATURA CITADA .....	38
7	CONCLUSIONES GENERALES .....	45

### LISTA DE CUADROS

<b>Cuadro 1.</b>	Detalles de plantas y procesos de compostaje en estudios de caso .....	8
<b>Cuadro 2.</b>	Principales gastos de operación en plantas de compostaje.....	9
<b>Cuadro 3.</b>	Características de algunas bacterias quimioautótrofas sulfoxidantes de importancia aplicada. ....	1
<b>Cuadro 4.</b>	Ácidos y bases fuertes y débiles .....	3
<b>Cuadro 5.</b>	Media y error estándar (EE) de MO, DAp, CE, CIC, CO y CaCO <sub>3</sub> , de los diferentes tratamientos.....	32
<b>Cuadro 6.</b>	Media y error estándar (EE) del análisis químico inicial y final de contenido de nitrógeno (N <sub>total</sub> ), fosforo (P), potasio (K), sodio (Na), calcio (Ca) y magnesio (Mg). ....	34

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Construcción de pilas de compostaje a gran escala.....	10
<b>Figura 2.</b> Transformación biológica del azufre. ....	24
<b>Figura 3.</b> Modelo de la oxidación bacteriana del $S^0$ .....	1
<b>Figura 4.</b> Efecto de la adición de azufre y emisión de nitrógeno durante el proceso de compostaje. ....	4
<b>Figura 5.</b> Dinámica de pH durante del proceso de compostaje de estiércol bovino adicionado con diferentes dosis de $S^0$ . ....	21
<b>Figura 6.</b> Dinámica de temperatura durante el proceso de compostaje de estiércol bovino adicionado con diferentes dosis de $S^0$ .....	24
<b>Figura 7.</b> Dinámica de humedad durante el proceso de compostaje de estiércol bovino adicionado con diferentes dosis de $S^0$ . ....	26
<b>Figura 8.</b> Emisión de $NH_3-N$ durante el proceso de compostaje de estiércol bovino adicionado con diferentes dosis de $S^0$ .....	28
<b>Figura 9.</b> Emisión de $CO_2-C$ durante el proceso de compostaje de estiércol bovino adicionado con diferentes dosis de $S^0$ . ....	30

## INTRODUCCIÓN GENERAL

El compostaje es un proceso complejo y dinámico, que puede verse afectado por múltiples factores, donde la comprensión de los cambios bioquímicos sigue siendo una línea de oportunidad para un mejor entendimiento de este (Zafari y Kianmehr, 2013). No obstante, probar la estabilidad del compost es esencial para asegurar la tecnología y el rendimiento operativo, siendo el pH uno de los principales parámetros para obtener la estabilidad y madurez del compost. La mayor parte de la literatura sobre la estabilidad química del compost es de técnicas tradicionales de compostaje y para diversos tipos de desechos y la información en técnicas a gran escala es limitada (Kumar *et al.*, 2009). Compostas con valores de pH cercanos a la neutralidad tienen mejores efectos al adicionarlos al suelo ya que aportan materia orgánica (MO) estabilizada, alta carga de microorganismos, mejora la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo y por lo tanto la asimilación de nutrientes por las plantas, propiciando así el fortalecimiento de la sostenibilidad de los ecosistemas y agroecosistemas (Ferrera-Cerrato y Alarcón, 2001; Roig *et al.*, 2004). La materia orgánica particularmente proveniente de estiércoles contiene importantes cantidades de todos los elementos químicos utilizables por las plantas especialmente nitrógeno (Gómez-Brandon *et al.*, 2008). Por lo que el pH es un factor determinante durante el proceso de compostaje de este tipo de residuo ya que su control puede evitar la pérdida de nitrógeno amoniacal en forma de amoníaco el cual disminuye la calidad del producto (Yuan *et al.*, 2019). Por consiguiente, el presente trabajo se divide en dos capítulos. En el primer capítulo se hace una revisión de los principales parámetros de calidad especialmente del pH y los retos para su control durante el proceso de compostaje de estiércol bovino. En el segundo capítulo se reportan los resultados de un experimento sobre la dinámica de pH, emisión de  $\text{NH}_3\text{-N}$  y

CO<sub>2</sub>-C durante el compostaje de estiércol bovino combinado con azufre y se evalúan variables como la temperatura, humedad, MO, densidad aparente (DAP), conductividad eléctrica (CE), CIC, carbono orgánico (CO) y carbonato de calcio (CaCO<sub>3</sub>), macro y micro nutrientes. Esta investigación contribuye con información específica del correcto proceso de compostaje del estiércol bovino para reducir emisiones de gases contaminantes y obtener un compost con un pH alrededor de la neutralidad y de esta manera mejorar la calidad de este para su posterior uso en la agricultura.

## **OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo general**

Evaluar la dinámica del pH, emisión de NH<sub>3</sub>-N y CO<sub>2</sub>-C durante el proceso de compostaje de estiércol bovino combinado con S<sup>o</sup> a escala comercial.

### **2.2 Objetivos específicos**

1. Determinar la dinámica del pH, la emisión de NH<sub>3</sub>-N y CO<sub>2</sub>-C durante el proceso de compostaje.
2. Cuantificar la humedad y temperatura, así como las características químicas y físicas del producto final.

## **HIPÓTESIS**

La adición de azufre elemental como acidificante al ser oxidado biológicamente durante el proceso de compostaje reduce el pH, las emisiones de NH<sub>3</sub>-N y CO<sub>2</sub>-C, y mejora la calidad del compost.

## LITERATURA CITADA

- Ferrera-Cerrato, R., y A. Alarcón. 2001. "La microbiología del suelo en la agricultura sostenible". *CIENCIA ergo-sum, Revista Científica Multidisciplinaria de Prospectiva* 8 (2):174-183.
- Gómez-Brandon M., C. Lazcano., and J. Domínguez. 2008. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. *Chemosphere* 70:436-444. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.065>.
- Kumar S. Y., A.S. Kalamdhad, M. Ali, and A.A. Kazmi. 2009. Maturation of primary stabilized compost from rotary drum composter. *Resources, Conservation and Recycling* 53(7): 386-392. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.02.004>.
- Roig, A. C., M.L. Cayuela, and M.A. Sánchez-Monedero. 2004. The use of elemental sulphur as organic alternative to control pH during composting of olive mill wastes. *Chemosphere* 57: 1099–1105. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.08.024>.
- Yuan, J., D. Zhang, L. Du, F. Yang, G. Li, and Y. Luo. 2019. Effect of woody peat as an additive on maturity and gaseous emissions during pig manure composting. *Compost Science & Utilization* 27(2):69-80. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2018.1507850>.
- Zafari A., and M.H. Kianmehr. 2013. Application of densification process in organic waste management. Department of Agrotechnology, College of Abouraihan, University of Tehran, Tehran, Iran. *Waste Manag. Res.* 31(7): 684–691. Doi:10.1177 / 0734242X13484191.



# **CAPÍTULO 1. MANEJO DEL ESTIÉRCOL BOVINO, PARÁMETROS DE CALIDAD Y RETOS DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE ESTIÉRCOL BOVINO.**

## **5.1 RESUMEN**

En la siguiente revisión de literatura se mencionan y analizan algunas ventajas sobre el manejo de estiércol a través del proceso de compostaje. Aspectos sobre los factores que rigen el proceso de compostaje, principalmente aquellos relacionados con el manejo del pH durante el proceso de compostaje. Así como los principales factores a controlar tales como: temperatura, humedad, aireación, relación C/N, densidad aparente, temperatura, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, carbono orgánico. Se concluye que, aunque existe una información amplia especialmente en el compostaje a pequeña escala aún existen áreas de oportunidad para realizar investigación como es el caso del manejo y control de pH durante el compostaje y mejorar dicho parámetro en el producto final.

**Palabras clave:** residuo, estiércol bovino, contaminación, manejo adecuado

## **5.2 ABSTRACT**

The following literature review mentions and analyzes some advantages over manure management through the composting process. Aspects about the factors that govern the composting process, mainly those related to pH management during the composting process. As well as the main factors to be controlled such as: temperature, moisture, aeration, C/N ratio, bulk density, temperature, electrical conductivity, cation exchange capacity, organic

carbon. It is concluded that, although there is ample information, especially in small-scale composting, there are still areas of opportunity to carry out research such as the management and control of pH during composting and to improve this parameter in the final product.

**Keywords:** residue, cattle manure, pollution, proper management

### 5.3 INTRODUCCIÓN

Existen diferentes maneras de reutilizar los residuos orgánicos como la digestión anaerobia para generar biogás, pero si lo que se quiere es tener una enmienda para mejorar los suelos, el compostaje y el vermicompostaje son las mejores opciones (Costa *et al.*, 2016). El manejo de estiércol en México es en pilas al aire libre sin volteo, cabe mencionar que, aunque es la más utilizada en México, es uno de los métodos menos eficientes (Capulín-Grande *et al.*, 2001). La aplicación del compost inestable e inmaduro podría fijar el nitrógeno en el suelo y restringir el crecimiento de la planta compitiendo por el oxígeno en la rizosfera y la liberación de sustancias tóxicas (Nada, 2015). Por otra parte, la aplicación al suelo de materia orgánica estabilizada y libre de patógenos mediante compostaje, es el uso más adecuado para éstos ya que confiere al mismo una mejora en sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Carvajal *et al.*, 2010; Bhardwaj *et al.*, 2014). Para lograr estas características en el compost es necesario un correcto manejo del proceso de compostaje el cual incluye controlar factores como el pH, la relación C/N, aireación, humedad, densidad aparente, temperatura, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, carbono orgánico (Azim *et al.*, 2018; Cerda *et al.*, 2018). Dentro de estos factores el pH es un factor determinante ya que su control puede evitar la pérdida de nitrógeno amoniacal en forma de volatilización de

amoniacado durante el proceso de compostaje, el cual disminuye la calidad del producto final (Yuan *et al.*, 2019). En el presente capítulo, se describen las principales pérdidas de nitrógeno en forma de amoníaco a causa del inadecuado manejo del estiércol bovino. Además, se mencionan diversas investigaciones sobre el compostaje de este y otros residuos con agentes acidificantes como el azufre para un mejor aprovechamiento de estos y mejorar su calidad para su posterior uso en la agricultura.

## **5.4 DESARROLLO DEL TEMA**

### **5.4.1 Principales factores involucrados durante el manejo del estiércol bovino para producir compost**

El manejo adecuado del estiércol puede disminuir considerablemente la contaminación ambiental y mejorar la eficiencia del uso de nutrientes a nivel de granja; sin embargo, este manejo no siempre se lleva a cabo de esta manera, generalmente su almacenamiento se realiza al aire libre (Predotova *et al.*, 2010). El método de tratamiento de estiércol más usado en México consiste en depositar este en un terreno cercano al establo sin recibir ningún manejo para su compostaje requiriéndose de 8 a 12 meses o más para que el estiércol se estabilice mediante un proceso mixto aerobio-anaerobio (Capulín-Grande *et al.*, 2001). Por consiguiente, dar un manejo inadecuado a los estiércoles puede representar pérdidas de nutrientes (C, N, P y K) por lixiviación, escurrimiento de efluentes y en forma gaseosa mediante emisiones de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$ . Se tienen mayores emisiones de  $\text{NH}_3\text{-N}$  en temporadas cálidas (abril-julio) que en temporadas lluviosas (julio-octubre) las cuales son responsables del 91% del total de nitrógeno volatilizado. Las mayores emisiones de  $\text{NH}_3\text{-N}$  se presentan al medio día con las más altas temperaturas. Por otro lado, se tiene

mayores emisiones de CO<sub>2</sub>-C en temporadas lluviosas que en temporadas cálidas. Las pérdidas por lixiviación son mayores en los periodos de lluvias y se estiman pérdidas de 2.1 g C, 0.05 g N, 0.07 g P y 1.8 g K kg<sup>-1</sup> de estiércol (Predotova *et al.*, 2010). Para los corrales de ganado lechero, los niveles de emisión de amoníaco y otros gases dependen principalmente del sistema de corrales, el tipo de piso y el sistema de manejo de estiércol. La emisión de amoníaco más baja proviene de corrales con pisos sólidos y drenados con superficie lisa. Los factores climáticos clave que influyen en las emisiones de gases incluyen la temperatura del aire externo, la velocidad y dirección del viento externo. De acuerdo con Wu *et al.* (2012) existe una relación lineal significativa entre las tasas de emisión de NH<sub>3</sub>-N y los factores climáticos, incluida la velocidad del viento externo y la temperatura del aire (**P** <0.001), pero no con las direcciones del viento externo (**P** > 0.05).

#### **5.4.2 Compostaje de estiércol proveniente de granjas de ganado estabulado y semi-estabulado**

Diversos proyectos de investigación y transferencia de tecnología, realizados en diferentes contextos (Cuadro 1) han demostrado que es posible producir compost de buena calidad directamente en la granja mediante técnicas simples y rentables. Esto permite a las granjas cerrar el ciclo del carbono y se promueva para una sostenibilidad ambiental y económica (Pergola *et al.*, 2018).

**Cuadro 1.** Detalles de plantas y procesos de compostaje en estudios de caso

<b>Planta</b>	<b>Tipo de material compostado</b>	<b>Tamaño de la planta de compostaje (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Tecnología de compostaje</b>	<b>Matrices de inicio a compostar (m<sup>3</sup> año<sup>-1</sup>)</b>	<b>Compost producido (t año<sup>-1</sup>)</b>
<b>A</b>	Estiércol	400	Pila estática aireada	1800	603
<b>B</b>	Estiércol	462	Pila estática aireada	1503	504
<b>C</b>	Estiércol	210	Pila estática aireada	1800	605
<b>D</b>	Residuos de cultivo	2320	Laminada activamente aireada con ciclos de giro semanales	10400	455
<b>E</b>	Residuos de cultivo	200	Pila estática aireada	1000	268

Fuente: Pergola *et al.*, 2018.

En los sistemas de compostaje que utilizan desechos de ganado, la adquisición de agentes de carga, residuos utilizados para controlar la humedad o el pH, y la construcción de las instalaciones representan más del 60% del costo total de producción. Por el contrario, en los sistemas de compostaje basados en residuos de cultivos, la recolección de dicho material es la operación más costosa (Cuadro 2). A pesar de estos costos resulta más económico producir compost que comprarlo (Pergola *et al.*, 2018).

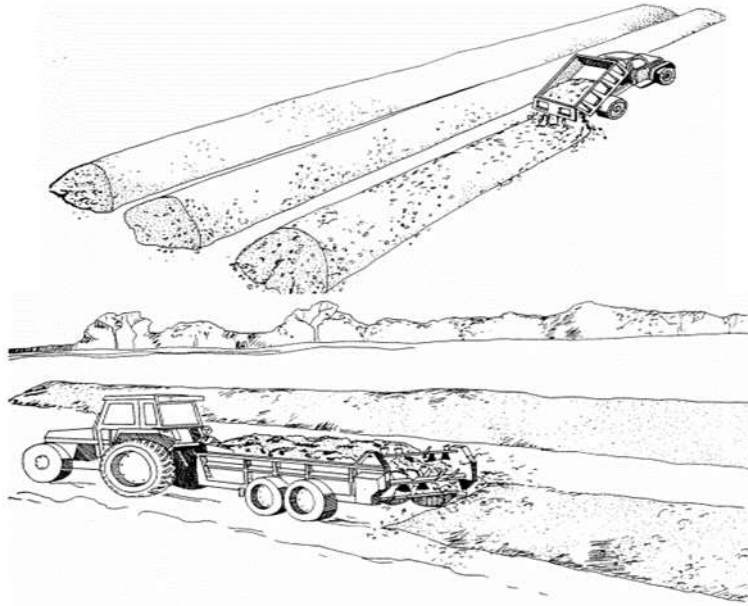
**Cuadro 2.** Principales gastos de operación en plantas de compostaje. Los resultados del análisis económico (realizado por la metodología de ciclo de vida útil) se distinguen por las operaciones que componen la cadena de compostaje. Valores por tonelada del compost producido.

Operaciones	Planta				
	A	B	C	D	E
	Pesos (\$)				
<b>Construcción de instalaciones</b>	104	153	19	597	60
<b>Recolección de agentes de carga</b>	151	123	138	564	28
<b>Recolección de residuos compostables (estiércol, residuos de cultivos)</b>	54	82	16	1147	83
<b>Proceso de compostaje</b>	90	116	36	816	24

Fuente: Pergola *et al.*, 2018.

### 5.4.3 Mecanización del proceso de compostaje

En los sistemas de compostaje se utilizan diversas técnicas; desde laboriosos volteos manuales con pala o mecánicamente utilizando palas cargadoras frontales y hasta máquinas específicamente diseñadas para la tarea, las máquinas volteadoras accionadas por tractor resultan muy útiles cuando se manejan grandes volúmenes de residuos a compostar (Figura 1) (Uliarte *et al.*, 2015).



**Figura 1.** Construcción de pilas de compostaje a gran escala (Negro *et al.*, 2000).

#### **5.4.4 Ventajas y desventajas de realizar compost**

Ventajas.

Aprovechamiento de residuos, eliminación de patógenos y de malas hierbas, estabilización microbiana, reducción del volumen y de la humedad, retiro y control de olores, facilidad del almacenaje, del transporte y producción del fertilizante o del sustrato de buena calidad.

Desventajas.

Costo de la instalación, muy baja relación peso/volumen, grandes áreas para el almacenaje y operación. Entonces el compostaje de los residuos orgánicos se debe considerar como una tecnología que agrega valor produciendo un producto de alta calidad para las actividades agrícolas (López, 2011).

### **5.4.5 Técnicas de compostaje**

Los factores a la hora de decidir una técnica son:

- a) Tiempo de proceso,
- b) Requisitos de espacio
- c) Seguridad higiénica requerida
- d) Material de partida (ausencia o presencia de material de origen animal)
- e) Condiciones climáticas del lugar (temperaturas bajo cero, vientos fuertes, lluvias torrenciales u otros eventos climáticos extremos).

Los sistemas abiertos o en pilas son aquellos que se hacen al aire libre y cuando existe una cantidad abundante y variada de residuos orgánicos, se puede llevar a cabo este tipo de compostaje (Román *et al.*, 2013). Se recomienda que la pila tenga una altura mínima de 1.5 m y un ancho de 2,5 m. con estas dimensiones se conserva el calor. Los lados de las pilas pueden ser tan verticales como lo permita el material acumulado (Gómez *et al.*, 2013). No se debe incorporar materiales con un alto grado de humedad, en el caso del estiércol es mejor dejarlo secar por unos días antes de su utilización, ya que de no ser así se puede causar una putrefacción de la mezcla (Acosta y Peralta, 2015).

### **5.4.6 Fases del compostaje**

Existen dos fases principales en el proceso de compostaje. La primera que es la Fase de descomposición en la que se produce la rotura de materia orgánica simple y compleja (Fase mesófila I, Fase termófila o de higienización, Fase de enfriamiento o mesófila II), y la Fase de humificación (fase de maduración), estas fases se describen a continuación (Azim *et al.*, 2018):



1. **Fase mesófila I.** El material de partida comienza el proceso de compostaje a temperatura ambiente y en pocos días (e incluso en horas) y aumenta lentamente hasta un rango de 40-45 °C.
2. **Fase termófila o de higienización.** Esta fase puede durar desde unos días hasta meses, según el material orgánico, las condiciones climáticas y del lugar, y otros factores. Esta fase también recibe el nombre de fase de higienización ya que el calor generado destruye bacterias y contaminantes de origen fecal. A partir de 40 °C, los microorganismos mesófilos se reemplazan gradualmente por microorganismos termófilos (bacterias, hongos y actinomicetos). En la etapa termófila se tiene un rango de temperatura de entre 50 y 60 °C. Por encima de 60 °C, la degradación de la materia orgánica disminuye, y después de 70 °C, solo las enzimas liberadas en la etapa anterior, contribuyen aún a la degradación.
3. **Fase de enfriamiento o mesófila II.** Las fuentes de carbono han sido agotadas y, en especial el nitrógeno. El material tiende a la estabilidad y los microorganismos mesófilos se reestablecen, la temperatura desciende nuevamente hasta los 40-45 °C. aparecen algunos hongos visibles a simple vista.
4. **Fase de maduración.** Es un período que permanece meses a temperatura ambiente. caracterizada por la reorganización de la materia orgánica en moléculas estables. Existen reacciones secundarias de polimerización y condensación, que conducen a la formación de humus con ácidos húmicos y una parte del nitrógeno se vuelve resistente a la degradación por su incorporación a estos ácidos húmicos.

(Azim *et al.*, 2018; Román *et al.*, 2013).

#### 5.4.7 El pH y el sistema ácido-base en el compostaje

Los cambios en el pH durante el proceso se deben a los cambios constantes en la composición química del sustrato. El pH en el compost está influenciado por tres sistemas ácido-base:

- El sistema carbónico, con el dióxido ( $\text{CO}_2$ ) que se forma durante la descomposición es emitido a la atmósfera como gas o disolverse en los líquidos, formando ácido carbónico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) y carbonato ( $\text{CO}_3^-$ ). Este sistema tiene dos constantes de disociación ( $\text{pK}_a$ ): 6 y 10 a  $25^\circ\text{C}$  y la tendencia es a neutralizar el pH, incrementando los pH bajos y reduciendo los pH altos.
- El segundo sistema es el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) – amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), que se forma cuando se descomponen las proteínas. Durante la fase inicial del compostaje la mayoría del nitrógeno metabolizado es usado para el crecimiento de los microorganismos, pero durante la fase de mayor actividad se libera el ión amonio. El sistema amonio tiene una constante de disociación ( $\text{pK}_a$ ) de 9 a  $25^\circ\text{C}$  y de esta forma incrementa el pH a valores cercanos superiores a 9.
- El tercer sistema está compuesto por varios ácidos orgánicos en los cuales predominan el ácido acético y el ácido láctico. Este sistema puede reducir el pH a 4 que es la  $\text{pK}_a$  del ácido láctico a  $25^\circ\text{C}$  (Castrillón *et al.*, 2006).

#### 5.4.8 Dinámica del pH en las diferentes fases del compostaje

**Fase mesófila I.** La disminución del pH en la primera fase puede ser causada por el  $\text{H}^+$  liberado como resultado del proceso de nitrificación microbiana, grandes cantidades de  $\text{CO}_2$  emitidos durante el compostaje, descomposición de la materia orgánica y la producción de

ácidos orgánicos e inorgánicos, la mineralización de compuestos de fósforo también puede causar una disminución en el pH.

**Fase termófila.** El aumento del pH en esta fase puede resultar de la acumulación de amoníaco resultante de la degradación de las proteínas. La alcalinización de la materia orgánica puede disminuir la supervivencia de microorganismos sensibles al pH que contribuyen al saneamiento.

**Fase mesófila II.** Si la relación C/N disminuye, las reacciones se vuelven más lentas. El amoníaco se pierde por volatilización y el nitrógeno es usado por los microorganismos para sintetizar nuevos compuestos húmicos.

**Fase de maduración.** El pH tiende a ser neutro y significa que el compost está en proceso de maduración. Esta estabilidad se debe a las reacciones lentas y la influencia del efecto tampón de las sustancias húmicas (Azim *et al.*, 2018; Onwosi, 2017).

#### **5.4.9 Parámetros de calidad en el proceso de compostaje**

Las condiciones operativas de compostaje y el acondicionamiento de las materias primas se han estudiado ampliamente, como se ve en la literatura científica. Sin embargo, las nuevas tecnologías han llevado a un mayor estudio sobre los parámetros de calidad del compost final (Cerdeira *et al.*, 2018). Algunos de los cuales se mencionan a continuación:

**1.- Relación C/N:** La relación C/N inicial recomendada al inicio del proceso de compostaje varía de 25 a 30 y esta va disminuyendo a lo largo del proceso de compostaje. La relación C/N es importante para varios aspectos del compostaje, pero es particularmente crucial para el desarrollo de microorganismos durante el compostaje porque proporciona las fuentes principales de energía (C y N) requeridas para el crecimiento microbiano. No es deseable

limitar el contenido de N porque genera una reducción en la tasa de consumo de C, mientras que un exceso puede generar la liberación de NH<sub>3</sub>.

**2.- Aeración:** El suministro adecuado de O<sub>2</sub> es el aspecto más importante a considerar en el compostaje. La eficiencia del proceso de compostaje se ve fuertemente afectada por el nivel de O<sub>2</sub> ya que el proceso de compostaje está directamente asociado con la dinámica de la población microbiana (Cerdea *et al.*, 2018).

**3.- Humedad:** La humedad adecuada para la elaboración de composta debe ser de entre 45 y 65%. Si está debajo de 30% la actividad microbiana cesa y las actividades serán limitadas y si se mantiene por arriba de los 65 °C disminuirá la porosidad del compost y se producirán condiciones anaerobias que hacen más lenta la descomposición, así como la aparición de olores desagradables. No hay humedad óptima de aplicación universal para materiales de compostaje. Esto se debe a que cada material tiene sus características físicas, químicas y biológicas únicas, y éstas afectan la relación entre la humedad y disponibilidad de agua, tamaño de partículas, porosidad y permeabilidad (Azim *et al.*, 2018)

**4.- Densidad aparente:** La densidad aparente del compost es una medida de la masa del material dentro de un volumen dado. La densidad aparente también influye en las propiedades mecánicas tales como fuerza, porosidad y facilidad de compactación. Las densidades de masa seca están en el rango de 100 a 400 kg m<sup>-3</sup> mientras que las densidades de masa húmeda son típicamente 500 a 900 kg m<sup>-3</sup>, valores más altos de densidad aparente implica un aumento de masa y una disminución de porosidad y volumen de aire. Al contrario, la densidad aparente muy baja puede indicar una aireación excesiva del sustrato e indirectamente, una caída en la fracción de agua disponible. Este parámetro influye en el ajuste del nivel de porosidad para la aireación adecuada y determina la capacidad de retención

de agua y el intercambio de gas / agua en el compost final (Rui *et al.*, 2012, Azim *et al.*, 2018, Cerda *et al.*, 2018).

**5.- Temperatura:** Las temperaturas optimas son aquellas que logran los objetivos deseados: saneamiento, degradación rápida, evaporación del agua y humificación. Las altas temperaturas deben evitarse, ya que frenan la actividad biológica y las bajas temperaturas no logran los objetivos de higienización (Azim *et al.*, 2018).

**6.- pH:** El pH del compost maduro debe estar en el rango de 6.0-8.5. Existen diferentes grupos microbianos en diferentes combinaciones de temperatura y pH. Su importancia es especialmente sensible para sustratos ricos en nitrógeno, donde altos valores favorecen la conversión de nitrógeno unido a compuestos orgánicos y la volatilización del nitrógeno amoniacal como amoníaco (Onwosi *et al.*, 2017).

**7.-Conductividad eléctrica (CE):** La CE refleja la salinidad de una enmienda orgánica. Durante el compostaje, la concentración de sales aumenta inevitablemente debido a la descomposición de la materia. La CE indica el total de sal contenido de compost que refleja la calidad del compost que se utilizará como fertilizante. Durante el proceso de compostaje, la CE podría aumentar debido a la formación de sales minerales como el amonio, iones y fosfatos a través de la transformación de la materia orgánica. Un Rango menor de 4 dS m<sup>-1</sup> es recomendable como el valor límite para la aplicación segura del compost en la agricultura (Onwosi *et al.*, 2017).

**8.- Capacidad de intercambio catiónico (CIC):** Los compuestos húmicos tienen una alta capacidad para adsorber iones cargados positivamente, que luego se intercambian fácilmente con otros cationes en los mismos sitios de adsorción. La CIC disminuye a medida que el pH disminuye y viceversa. Esta habilidad, referida como capacidad de intercambio catiónico (CIC), aumenta durante el compostaje ya que los materiales orgánicos son humificados y se

forman grupos funcionales carboxilo y fenólico. Una CIC mayor de 60 meq 100 g<sup>-1</sup> de materia orgánica es necesario para considerar el compost como maduro (Azim *et al.*, 2018).

**9.- Carbono Orgánico (CO):** Es uno de los principales constituyentes de los desechos orgánicos compostados. El carbono total consiste en el carbono orgánico total (COT) que generalmente representa más del 90% del carbono total en el compost, y el carbono inorgánico en forma de carbonatos y bicarbonatos. El contenido de COT disminuye durante el compostaje debido a la degradación por microorganismos de las sustancias orgánicas necesarias para su metabolismo, lo que lleva a su mineralización como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). Los ácidos grasos volátiles aparecen en el caso de una oxidación incompleta del carbono orgánico y, por lo tanto, reflejan un metabolismo anaeróbico. Están presentes solo en la fase mesófila, representan menos del 10% del COT y contribuyen a disminuir el pH (Azim *et al.*, 2018).

#### **5.4.10 Oportunidad para realizar investigación en el compostaje de estiércol bovino**

Los residuos que más abundan en el país y con los cuales se pueden obtener abonos orgánicos de calidad son los estiércoles de bovino y los subproductos de la industria azucarera (Galván, 2009). Tomando en cuenta que el estiércol contiene una cantidad considerable de nitrógeno, fósforo, potasio y otros minerales indispensables para el crecimiento de las plantas y una manera de poder aprovecharlos es reciclándolos en terrenos de cultivo; sin embargo, para minimizar el riesgo de contaminación ambiental, darle un valor agregado al estiércol y aprovechar adecuadamente los nutrientes para generar bienes de consumo, se recomienda implementar opciones de manejo y tratamiento de este como el compostaje (Gómez *et al.*, 2013). Algunos compost presentan pH alcalinos y causan problemas nutricionales a las

plantas. Por ello se recomienda hacer una corrección previa a su utilización (Bárbaro *et al.*, 2010). Es importante tomar en cuenta que la fertilidad natural del suelo es afectada por la aplicación excesiva de estiércoles, debido a sus diferentes concentraciones de sodio (Na), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg), entre otros elementos; por lo que se debe evitar la alcalinidad al incrementar la aplicación de MO que puede afectar la calidad del suelo (Salazar-Sosa *et al.*, 2009). Además, Velasco-Velasco *et al.* (2016) mencionan que requiere especial atención la emisión de amoníaco en explotaciones de ganado bovino, porcino y aviar, las cuales son las que contribuyen de manera considerable a la emisión de amoníaco. El compost de estiércol bovino tiene buenas características físicas, bajos niveles de fitotoxicidad y alta actividad microbiana, pero en la mayoría, el contenido de sales solubles es alto y por lo tanto el pH es alcalino (Marfà *et al.*, 1998).

#### **5.4.11 Estudios enfocados a reducir el pH en el proceso de compostaje**

En el compostaje el pH define la supervivencia de los microorganismos y cada grupo tiene pH óptimos de crecimiento y multiplicación (Román *et al.*, 2013). La disponibilidad de los nutrientes en el compost no depende de su contenido total en el material, sino de la dinámica del proceso; así algunos elementos pueden llegar a estar más disponibles por efecto del pH (Olivares-Campos *et al.*, 2012). La combinación de compost con agentes de carga como la turba ha sido una de las alternativas más habituales para reducir la alcalinidad, pero el uso de este material implica un fuerte impacto ambiental, ya que es obtenida de las turberas, humedales de alto valor ecológico que actúan como sumideros de C al almacenar y secuestrar el C atmosférico, existen pocos estudios acerca del efecto global sobre el sustrato del uso de otras alternativas para reducir la alcalinidad previamente a la utilización del compost

(Bustamante *et al.*, 2014). Autores como Riera *et al.* (2014), utilizaron agentes de carga y sulfato de calcio en residuos avícolas para obtener valores de pH más bajos en el cual registraron valores cercanos a la neutralidad. Bajo un diseño completamente aleatorizado (DCA) realizaron dos tratamientos con 4 réplicas cada uno, un tratamiento representado por la mezcla A, compuesto por 56% de guano de aves ponedoras, 25% de cama de pollos parrilleros y 19% de cama de equinos, mientras que el otro, representado por la mezcla B, compuesto por 57% de guano de ponedoras, 13% de cama de pollos parrilleros y 30% de aserrín. Mientras construyeron las pilas agregaron 20 kg de sulfato de calcio en cada tratamiento, para obtener valores de pH más bajos y de esta manera acondicionar la mezcla de residuos a compostar. Otra alternativa para reducir el nivel de pH es la adición de yeso, pero a diferencia del azufre se necesita una cantidad mayor, se requiere menos de un quinto en peso del primero para lograr el mismo resultado (Thompson y Troeh, 1998). Al mezclar el compost con aditivos ácidos como el azufre, sulfato ferroso u otros compuestos azufrados. En este caso el azufre es oxidado a ácido sulfúrico mediante las bacterias *Thiobacillus sp.*, produciendo protones que acidifican el medio (Bárbaro *et al.*, 2010). Por su parte Bárbaro *et al.* (2010) agregaron S° en compost de residuos de poda con 7 tratamientos y obtuvieron un mayor amortiguamiento de pH en el tratamiento con la mayor dosis de S°. Roig *et al.* (2004) utilizaron S° para corregir el pH de compostas de residuos de aceituna a pequeña y escala comercial donde se observó una disminución de pH a medida que se aumentaron las concentraciones de S°, aunque la conductividad eléctrica tendió a aumentar al final del experimento (118 días) a gran escala; sin embargo, no llegó a representar un problema para su uso en la agricultura. Costello y Sullivan (2014), adicionaron azufre a ocho tipos de compost con diferentes materiales de origen, entre ellos de estiércol bovino de la industria láctica y al igual que Wong *et al.* (1998) encontraron un aumento en la concentración de



caciones y capacidad de almacenamiento de hidrógeno y amortiguación del pH en compost de estiércol animal que en compost derivados de materiales vegetales. García De La Fuente *et al.* (2011) adicionaron azufre a compost de residuos de aceite de oliva donde el compost modificado mostró una gama de características químicas y biológicas adecuadas para su uso como constituyente de sustratos de cultivos para plantas. Carrión *et al.* (2008) adicionaron azufre a compuestos de residuos agrícolas y reportaron un aumento de la población de bacterias oxidantes de azufre de  $10^{-7}$  a  $10^{-10}$  Unidades Formadoras de Colonias (UFC  $g^{-1}$ ) durante los primeros 50 días de incubación, seguido de una disminución significativa. Este aumento inicial en la población bacteriana fue paralelo a la disminución del pH. Autores como Zang *et al.* (2016); Zhang *et al.* (2016) y Yuan *et al.* (2015) han realizado investigaciones enfocadas a disminuir emisiones de  $NH_3-N$  y compuestos volátiles del azufre (CVS) en el proceso de compostaje, encontraron pérdidas de N (16.1 - 29.5%) y S (9 -11.4%) en forma de  $NH_3-N$  y compuestos volátiles del azufre (CVS). El rango de pérdida de nitrógeno puede variar entre 19% y 77%, que se produce principalmente a través de la emisión del  $NH_3-N$  y la emisión de  $N_2$ . Estos autores encontraron que bajas tasas de aireación pueden reducir las emisiones de  $NH_3-N$ , a la vez la adición de aditivos ácidos puede disminuir estas emisiones considerablemente. El rango de pérdida de nitrógeno en estiércol bovino puede variar entre 19% y 77%, que se produce principalmente a través de la volatilización del  $NH_3-N$  y la emisión de  $N_2$  (Maeda *et al.*, 2011). El tiempo requerido para estabilizar el material dependerá de la cantidad de azufre incorporado, a mayor dosis de azufre, el tiempo requerido para la estabilización del pH es mayor, por haber mayor cantidad de azufre para ser oxidado a ácido sulfúrico mediante las bacterias *Thiobacillus sp.* (Bárbaro *et al.*, 2010).

#### **5.4.12 Microorganismos presentes en el compostaje**

Las bacterias mesófilas predominan en las primeras etapas del compostaje, pero después de que la temperatura aumenta a más de 40 °C, las bacterias termófilas se hacen cargo de la composta. Los hongos están presentes durante todo el proceso de compostaje, pero predominan en niveles por debajo del 35% de humedad y no son activos en temperaturas superiores a 60 °C. Los actinomicetos predominan durante la estabilización y madurez (López, 2011). El compostaje no debe ser visto solamente como un sistema de tratamiento de residuos agrícolas sino como un sistema basado en la actividad de microorganismos vivos (Acosta y Peralta, 2015).

#### **5.4.13 Microorganismos presentes en el compostaje de estiércol bovino**

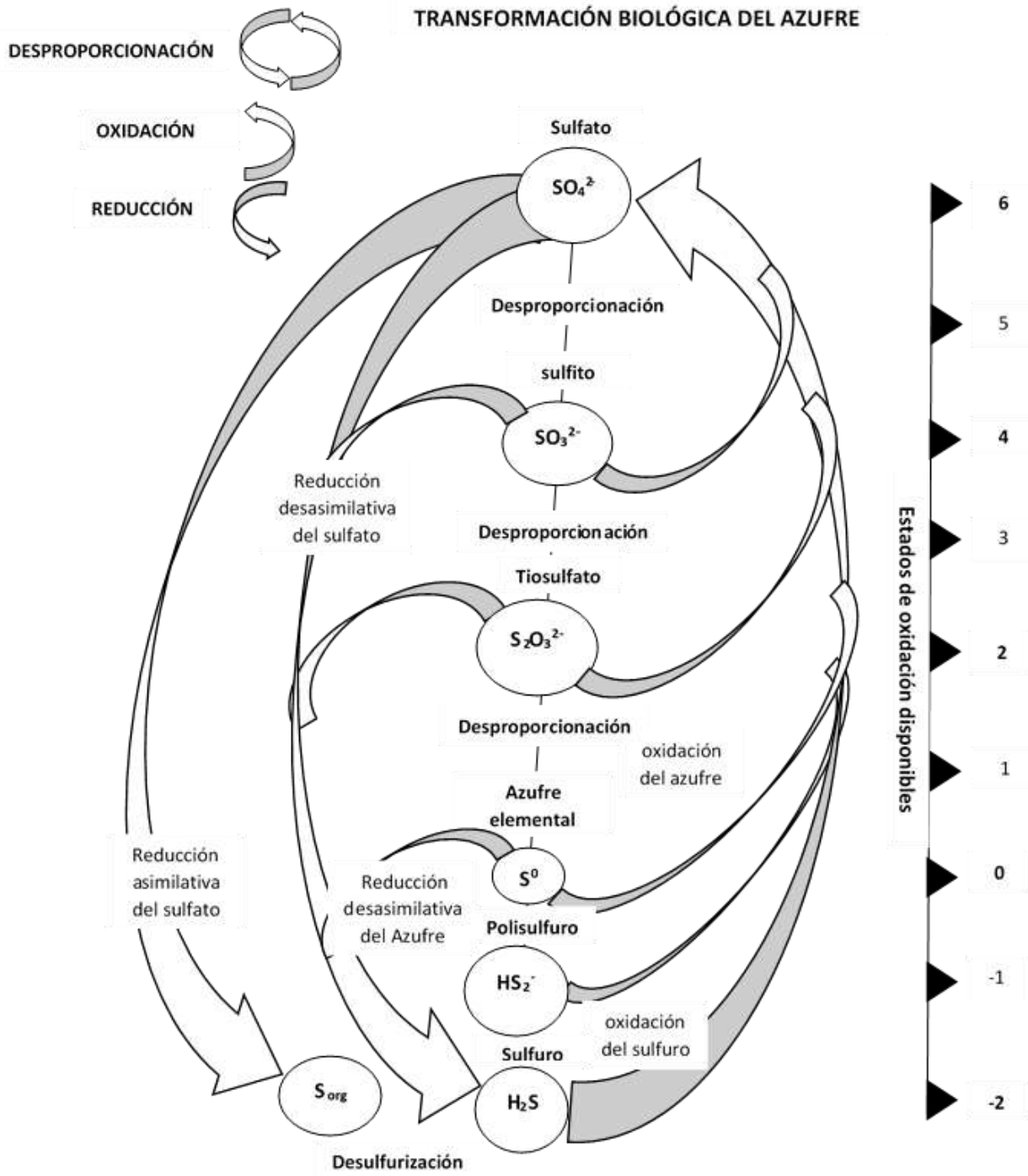
Un estudio exploró los cambios en las comunidades de bacterias y hongos durante el compostaje de desechos de las explotaciones ganaderas. Si bien los filos predominantes en las comunidades de bacterias y hongos fueron en gran medida consistentes durante el compostaje, se observaron diferencias en las abundancias relativas de los filamentos bacterianos dominantes los cuales pertenecen principalmente al género actinobacteria, bacteroidetes, gammaproteobacteria, firmicutes, alphaproteobacteria, proteobacteria y en muy poca abundancia bacterias pertenecientes al género betaproteobacteria. Los filamentos fúngicos dominantes son los pertenecientes al género sordariomycetes, eurotiomycetes y letiomycetes, sacharomycetes y basidiomycota. A la vez la diversidad de la comunidad bacteriana y fúngica y la abundancia relativa variaron significativamente, e inversamente, a lo largo del tiempo (Huhe *et al.*, 2017). Las comunidades bacterianas dentro de una pila de compost de estiércol de ganado difieren en diferentes zonas de la pila, con una estratificación

particularmente fuerte en la etapa inicial del proceso. Las especies detectadas en la zona central o inferior contribuirían a la degradación de los compuestos orgánicos y la producción de ácidos grasos. Debido a que el pH no difiere entre estas zonas, la temperatura y la disponibilidad de oxígeno deben ser la causa de estas diferencias en la estructura de la comunidad microbiana. Por lo que las reacciones específicas de la zona ocurren en cada zona por cada comunidad bacteriana (Maeda *et al.*, 2010). En un estudio sobre la dinámica microbiana en compostaje de estiércol la diversidad de las comunidades bacterianas aumentó durante la etapa termófila (24 días), mientras que las comunidades de hongos disminuyeron. A medida que el compost alcanzó la madurez (104 días), Se observó un patrón inverso entre la diversidad de comunidades bacterianas y fúngicas. Las diferencias en los perfiles de temperatura en diferentes etapas de compostaje impactaron las propiedades químicas y la diversidad de las comunidades microbianas (Tiquia, 2005).

#### **5.4.14 Bacterias oxidadoras de azufre**

El azufre se encuentra en nueve estados de oxidación desde -2 hasta +6 y por lo tanto su oxidación seguirá una ruta metabólica dependiendo del estado en que se encuentre para ser oxidado (Figura 2) y de los elementos disponibles en el medio (Espinosa *et al.*, 2010). A la vez el gasto de energía será mayor si el estado para ser oxidado se encuentra en su forma más reducida lo que puede traducirse como mayor consumo de carbono orgánico (heterótrofos) e inorgánico (quimioautótrofos) al ser este la principal fuente de energía y crecimiento de los microorganismos. Por ejemplo, para oxidar sulfuro a sulfato se necesitan  $798.2 \Delta G^\circ$  ( $\text{kJ mol}^{-1}$ ) y para oxidar  $\text{S}^0$  a sulfato se necesitan  $499 \Delta G^\circ$  ( $\text{kJ mol}^{-1}$ ) si este es oxidado en presencia de oxígeno  $\text{S}^0 + 1.5\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$ , mientras que si este es oxidado en presencia

de nitratos  $510 \Delta G^\circ (\text{kJ mol}^{-1}) \text{S}^\circ + 6/5\text{NO}_3^- + 2/5\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 3/5\text{H}_2 + 4/5\text{H}^+$  (Espinosa *et al.*, 2010; Wu, 2017). Cuando se aplica azufre elemental a una composta, este es oxidado por algunos microorganismos como bacterias y hongos los cuales aumentan en número de UFC especialmente las bacterias oxidadoras de azufre por el contrario las UFC de actinomicetos tienden a disminuir (García De La Fuente, 2011). El azufre elemental es oxidado principalmente por bacterias quimioautótrofas que pueden crecer y desarrollarse a diferente pH y temperatura (Cuadro 3) (Espinosa *et al.*, 2010). Las vías de oxidación del azufre difieren entre los oxidantes de azufre, según el repertorio de enzimas oxidantes entre las cuales están: reductasa de sulfito reductor reversible (Dsr), sulfuro quinona oxidoreductasa (Sqr), azufre oxigenasa (Sox) o a través del complejo multienzimático de oxidación del azufre que carece de Sox (soxCD), azufre deshidrogenasa y azufre oxigenasa reductasa (SOR). La oxidación del  $\text{S}^\circ$  puede ser a través del soxCD o a través de Sox y SOR esta última es una enzima soluble que oxida y reduce simultáneamente compuestos de azufre a temperaturas altas (70-85 °C) y pH bajo (5-7.5) (Kletzin *et al.*, 2004; Nakagawa y Takai, 2008).



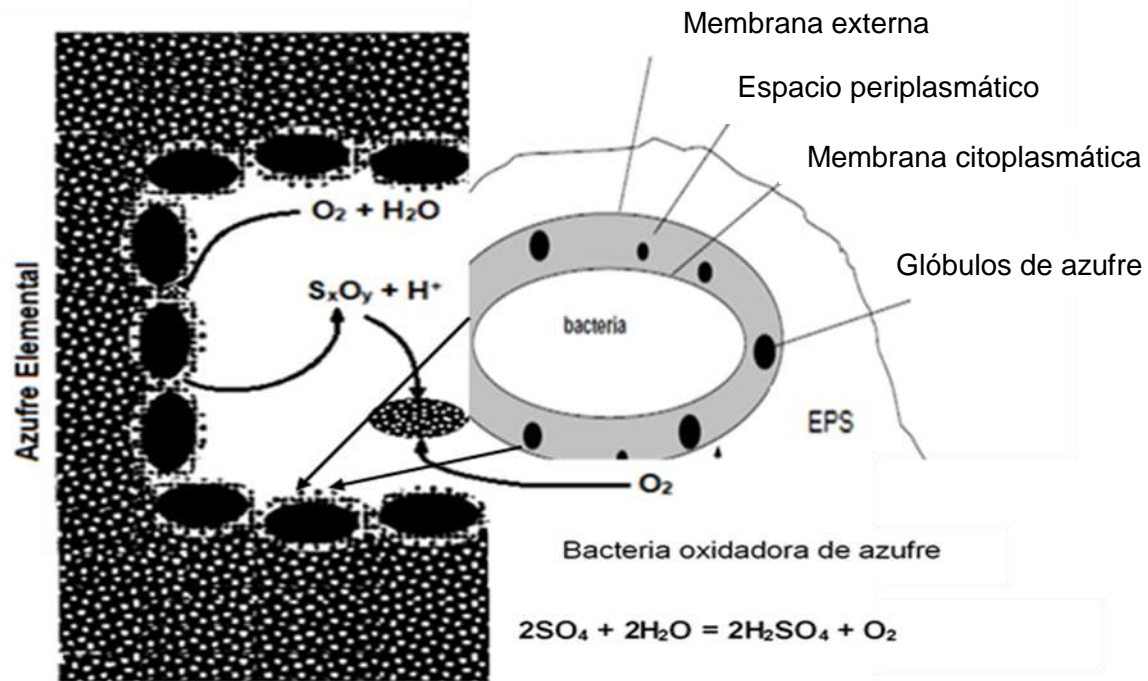
**Figura 2.** Transformación biológica del azufre (Wu, 2017).

**Cuadro 3.** Características de algunas bacterias quimioautótrofas sulfoxidantes de importancia aplicada.

Organismo	T óptima (°C)	pH óptimo	Glóbulos de azufre	Importancia
<b>Bacterias Gram positivas</b>				
Diversas especies de <i>sulfobacillus</i>	40	1.2-2.4	No reportado	Extracción de metales en minería
<b>Betaproteobacteria</b>				
<i>Thiobacillus denitrificans</i>		6. 8-7.4	Extracelulares finamente dispersados	Tratamiento de la contaminación de aguas por compuestos de azufre y nitratos en condiciones anaerobicas
<i>Thiobacillus Thioparus</i>		6-8	Extracelulares	Tratamiento de emisiones gaseosas contaminadas con azufre
<b>Gammaproteobacteria</b>				
<i>Acidithiobacillus ferrooxidans</i>	25-30	2-6	Extracelulares	Drenaje acido de minas, extracción de metales, corrosión de metales y concreto
<i>Acidithiobacillus thiooxidans</i>		2-5	Extracelulares	Drenaje acido de minas, extracción de metales, corrosión de concreto
<i>Thioalkalibivrio sp.</i>		7.5-10.5	Extracelular	Tratamiento de biogás y emisiones gaseosas contaminadas con azufre

Fuente: Espinosa *et al.*, 2010.

Las bacterias quimioautotótrofas obtienen su energía de la oxidación de donadores de electrones inorgánicos como el azufre elemental y fijan el CO<sub>2</sub> mediante el ciclo de Calvin (Barry *et al.*, 2019). La mayoría de las bacterias sulfooxidantes usan oxígeno molecular (O<sub>2</sub>) como aceptor final de electrones. La capa de exopolímeros (EPS) sería la encargada de dar el medio necesario para la oxidación biológica del azufre elemental (Figura 3) para formar sulfato mediante glóbulos de azufre, los glóbulos de azufre excretados son partículas coloidales estabilizadas hidrofílicas contra la agregación por repulsión electrostática por lo que se forma ácido sulfúrico, el cual es un gran deshidratante al obtener el hidrogeno para su formación directamente de la molécula del agua (Lira, 2013). Para la oxidación del azufre es necesaria la adhesión bacteriana. Considerando que la adhesión, al azufre S<sup>0</sup> inorgánico que se obtiene de una manera no biológica, está regida por fuerzas de carácter hidrófobo. A la vez la cantidad de bacterias adheridas es inferior al número de bacterias totales que puedan encontrarse en el medio (Espinosa *et al.*, 2010; Lira, 2013).



**Figura 3.** Modelo de la oxidación bacteriana del S<sup>0</sup> donde a la vez es posible apreciar la formación de intermediarios del tipo S<sub>x</sub>O<sub>y</sub> provenientes de la reacción de oxidación y capa de exopolímeros (EPS) encargada de dar el medio necesario para la oxidación biológica del azufre elemental (Lira, 2013).

### 1.1.1 Bacterias Nitrificantes

La nitrificación completa contribuye a la reducción del pH al ser liberados iones H al término de esta. uno de los parámetros para la nitrificación completa es un pH dentro del rango de 7.5-8 (Cáceres et al, 2018). En el proceso de compostaje del estiércol del ganado lechero, el nitrito y el nitrato se acumulan en la capa superficial de la pila, incluso en la etapa inicial del proceso, cuando todavía hay compuestos orgánicos fácilmente degradables. Algunos estudios indican que las especies bacterianas en las zonas de superficie que pertenecen a la clase Bacteroidetes o Proteobacteria podrían estar involucradas en esta conversión de



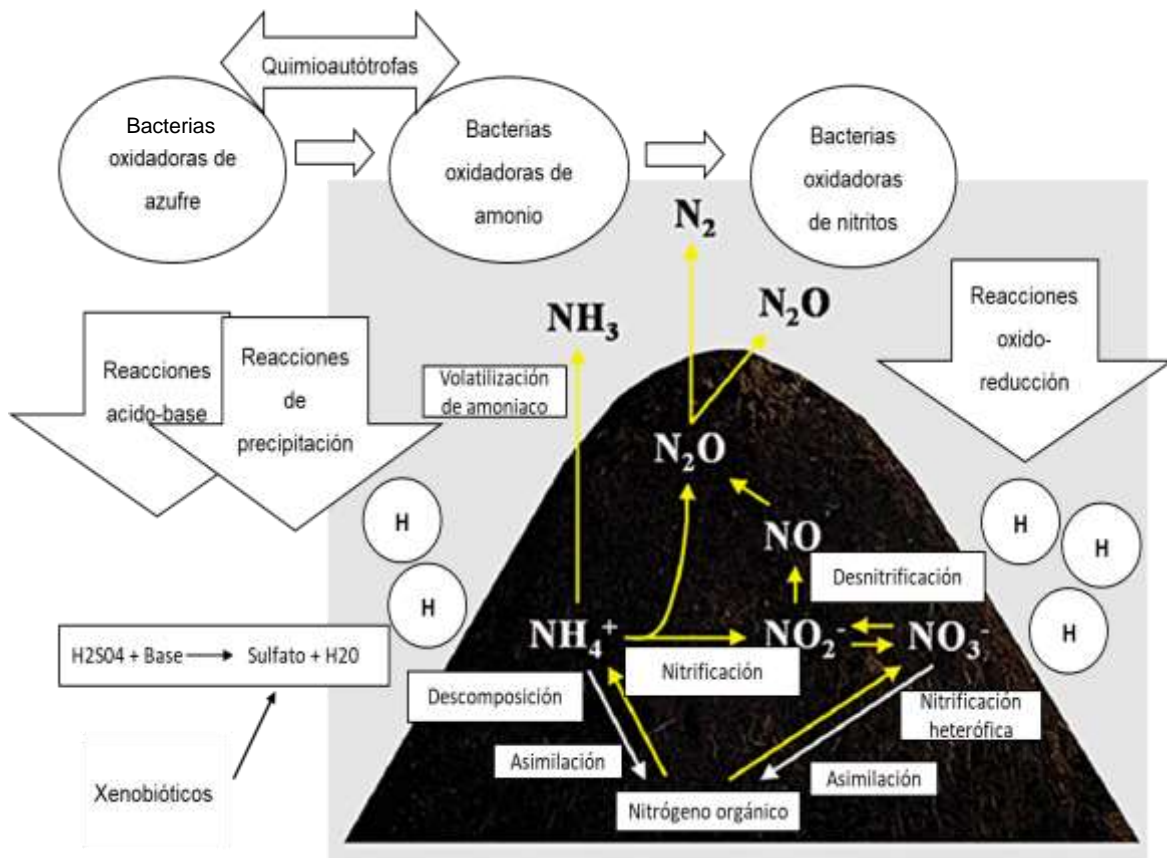
nitrógeno inorgánico y por su parte las especies de *Bacillus* o *Clostridium* que se encuentran en zona inferior o en medio de la pila contribuyen a la degradación de los compuestos orgánicos y la producción de ácidos grasos (Maeda *et al.*, 2010; Maeda *et al.*, 2011). En el proceso bacteriano, la nitrificación consta de dos pasos, la oxidación de amonio y la oxidación de nitritos, y cada una de estas reacciones se realiza por un grupo microbiano individual: bacterias oxidantes de amoníaco (BOA) las cuales pueden ser quimioautótrofas que acumulan altas concentraciones de nitritos, pero asimilan menos amonio que las heterótrofas; y bacterias oxidantes de nitritos (BON) (Maeda *et al.*, 2011). Aunque el reciente descubrimiento de una especie del género *Nitrospira*, que tiene el potencial genético para la oxidación completa del amonio (comammox) a nitrato abre nuevos campos de investigación en microbiología y la nitrificación en el compostaje (Cáceres *et al.*, 2018). Los tres tipos principales de reacciones que se presentan en disolución acuosa son de precipitación, ácido-base y oxidación-reducción. Dentro de los compuestos que llevan a cabo la reacción ácido-base tenemos ácidos y bases que a la vez pueden ser fuertes y débiles, así como bases que actúan como antiácidos mayormente con los ácidos orgánicos que son ácidos débiles (Cuadro 4). Cuando en el ácido sulfúrico está presente en el medio en este caso por la oxidación biológica del azufre, el ácido sulfúrico diluido actúa como un ácido dibásico lo que hace que reaccione con bases como las que se encuentran en el estiércol bovino y por consiguiente pueda llevarse a cabo el proceso de nitrificación:  $\text{NH}_4 + \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 4\text{H}^+ + \text{energía}$  y posteriormente  $\text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{energía}$ , donde a la vez son liberados  $\text{H}^+$  que acidifican el medio (Figura 4). El ácido sulfúrico  $\text{H}_2\text{SO}_4$  es un ejemplo de ácido diprótico ya que en medio acuoso cada molécula dona 2 protones  $\text{H}^+$  en dos etapas: 1ª Etapa:  $\text{H}_2\text{SO}_4 (\text{ac}) \rightarrow \text{H}^+ (\text{ac}) + \text{HSO}_4^- (\text{ac})$  y 2ª Etapa:  $\text{HSO}_4^- (\text{ac}) \rightarrow \text{H}^+ (\text{ac}) + \text{SO}_4^{2-} (\text{ac})$  (Ramírez, 2007; Woznica *et al.*, 2013; Brown *et al.*, 2004; Wade, 2011). Cuando el Ácido Sulfúrico se mezcla con agua  $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow$

$\text{HSO}_4^- + \text{H}_3\text{O}^+$  “en este caso el agua actúa como una base”, se produce una gran cantidad de calor, que dependiendo de la cantidad relativa de las dos sustancias puede provocar un incremento considerable en la temperatura de la solución. Este comportamiento es más peligroso en mezclas donde se adiciona agua sobre el ácido concentrado. En cuanto a los gases inflamables, estos se restringen casi con exclusividad al hidrógeno, desprendido en reacciones del ácido con metales básicos (Brown *et al.*, 2004; Wade, 2011).

**Cuadro 4.** Ácidos y bases fuertes y débiles

	Ácidos	Bases	
<b>Fuertes</b>	HCL	Hidróxidos de metales del grupo 1A	NaOH
	HBr		KOH
	HI		Ba(OH) <sub>2</sub>
	HClO <sub>3</sub>	Hidróxidos de metales pesados del grupo 2A	Cd(OH) <sub>2</sub>
	HClO <sub>4</sub>		CA(OH) <sub>2</sub>
	HNO <sub>3</sub>		Mg(OH) <sub>2</sub>
	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>		Zn(OH) <sub>2</sub>
	HIO <sub>3</sub>		N(C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> ) <sub>3</sub>
	H <sub>2</sub> SO <sub>3</sub>		H <sub>2</sub> O
<b>Débiles</b>	HClO <sub>2</sub>	No hidróxidos	NH <sub>3</sub>
	H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>		C <sub>5</sub> H <sub>5</sub> N
	HNO <sub>2</sub>		CO(NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub>
	HF		NaHCO <sub>3</sub>
	HCOOH		Antiácidos

Fuente: Brown *et al.*, 2004.



**Figura 4.** Efecto de la adición de azufre y emisión de nitrógeno durante el proceso de compostaje. Modificado de Maeda *et al.* (2011).

## 5.1 CONCLUSIÓN

El compostaje es una opción viable para el correcto manejo del estiércol bovino, pero se requiere asegurar la estabilidad química de este para su posterior aplicación en suelos agrícolas. Por consiguiente, es importante realizar investigaciones enfocadas a neutralizar el pH del compost de estiércol bovino como un parámetro de la calidad del compost. Una alternativa es la adición de aditivos ácidos como el azufre, pero la adición de este tiene una evaluación limitada en compost a escala comercial y sobre todo durante el proceso de compostaje. Por su parte el compost a base de estiércol bovino por su alto contenido de

nitrógeno amoniacal requiere de estudios enfocados a reducir la emisión de este en forma de  $\text{NH}_3$  y una forma de hacerlo es mediante la adición de aditivos ácidos a la vez un pH alrededor de la neutralidad durante el proceso de compostaje contribuye a que se pueda llevar a cabo una nitrificación completa que podría reducir el pH alrededor de la neutralidad en el producto final. En general los diversos estudios sugieren la adición de diferentes agentes de carga, adición de aditivos ácidos y estimular la nitrificación completa en el compostaje para una reducción de pH el cual a la vez puede estar influenciado por parámetros físicos y químicos durante el compostaje.

## 5.2 LITERATURA CITADA

- Acosta C. Wilson y M.I. Peralta F. 2015. Elaboración de abonos orgánicos a partir del compostaje de residuos agrícolas en el municipio de Fusagasugá. Trabajo de Grado. Universidad De Cundinamarca Facultad De Ciencias Agropecuarias Programa De Zootecnia Fusagasugá, Colombia, pp: 13-107.
- Azim, K., B. Souidi, S. Boukhari, C. Perissol, S. Roussos, A. Thami I. 2018. Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic Agriculture* 8(2):141–158.
- Bárbaro L, A., M. Karlanian A. y D. Morisigue. 2010. Utilización de azufre micronizado en la corrección del pH de compost de residuos de poda. *Agriscientia* 27(2): 125-130.
- Barry P, H., de Moor, J. M., Giovannelli, D., Schrenk, M., Hummer, D. R., Lopez, T., Pratt, C. A., Segura, Y. Alpízar, Battaglia, A., Beaudry, P., Bini, G., Cascante, M., d’Errico, G., di Carlo, Fattorini, D., Fullerton, K., Gazel, E., González, G., Halldórsson, S. A., Iacovino, K., Kulongoski, J. T., Manini, E., Martínez, M., Miller, H., Nakagawa, M., Ono, S., Patwardhan, S., Ramírez, C. J., Regoli, F., Smedile, F., Turner, S., Vetriani, C., Yücel, M.,

- Ballentine, C. J., Fischer, T. P., Hilton, D. R. and Lloyd, K. G. 2019. Forearc carbon sink reduces long-term volatile recycling into the mantle. *Nature* **568**: 487–492. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1131-5>.
- Bhardwaj D., M.W. Ansari, R.K. Sahoo, and N. Tuteja. 2014. Biofertilizers function as key player in sustainable agriculture by improving soil fertility, plant tolerance and crop productivity. *Microb Cell Fact.* 13: 66. Doi: 10.1186 / 1475-2859-13-66.
- Bustamante, M.A., E. Martínez-Amorós, B. Picó, D. Gangi, A. Pérez-Espinosa, M.D. Pérez-Murcia, C. Paredes, A. Santos, M.P. Bernal y R. Moral. 2014. XI Jornadas de Sustratos de la SECH, Zizurkil. *Acta. Hortic.* 67: 43-48.
- Brown, T. L., H. E. LeMay, Jr., B. E. Bursten and J. R. Burdge. 2004. *Química. La ciencia central.* 2004. Pearson Educación, México. Primera edición. 1152 p.
- Cáceres, R., K. Malińska, and O. Marfà. 2018. Nitrification within composting: A review. *Waste Management* 72:119-137.
- Capulín-Grande, J., R. Núñez-Escobar, J.D. Etchevers-Barra y G.A. Baca-Castillo. 2001. Evaluación del extracto líquido de estiércol bovino como insumo de nutrición vegetal en hidroponía. *Agrociencia* 35: 288.
- Carrión, C., M. Abad, F. Forne, V. Noguer, R. Puchades, A. Maquieira, S. Botella, and R. García. 2008. Acidification of composts from agricultural wastes to prepare nursery potting mixtures. *Acta Hortic.* 779:333-340. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2008.779.41>.
- Carvajal M., S. Juan, B. Mera, y C. Adriana. 2010. Fertilización biológica: técnicas de vanguardia para el desarrollo agrícola sostenible. *Producción + Limpia* 5 (2): 81.

- Castrillón Q. O., M. Bedoya O. y M. Montoya D.V. 2006. Efecto del pH sobre el crecimiento de microorganismos durante la etapa de maduración en pilas estáticas de compost. *Producción + Limpia* 1(2):1-12.
- Cerda, A., A. Artola, X. Font, R. Barrena, T. Gea, y A. Sanchez. 2018. Composting of food wastes: Status and challenges. *Bioresource Technology* 248: 57-67.
- Costa M., H. Lorin, L. Costa, T. Cestonaro, D. Pereira, and F. Bernardi. 2016. Performance of four stabilization bioprocesses of beef cattle feedlot manure, *Journal of Environmental Management* 181: 443-448, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.003>.
- Costello R.C. and. D.M. Sullivan. 2014. Determining the pH Buffering Capacity of Compost Via Titration with Dilute Sulfuric Acid. *Waste Biomass Valor* 5:505–513. <https://doi.org/10.1007/s12649-013-9279-y>.
- Espinosa M., J., S. Revah, and S. Le Borgne. 2010. Rutas metabólicas de oxidación del azufre en bacterias quimiolitotóxicas, relevancia ambiental y biotecnología. *Mensaje Bioquímico* 34:103-104.
- Galván, A. 2009. Importancia de la elaboración de composta y vermicomposta a partir de residuos agrícolas. Tesina. Universidad Autónoma de Nayarit, Unidad Académica De Agricultura. 6 p.
- García De La Fuente, R. 2011. Caracterización y uso de compost de alperujo como enmienda orgánica. Evaluación agronómica y medioambiental. “Disminución del pH del compost de alperujo mediante la adición de azufre elemental”. Universitat Politècnica de Valencia. Primera edición. pp: 113-117.
- Gómez R., S., M. de Lourdes A., G. Núñez H. y U. Figueroa V. 2013. Guía de buenas prácticas de manejo de excretas: Metodologías para la elaboración de compostas y lombricompostas de excretas de ganado de leche. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Fisiología

- y Mejoramiento Animal Campo Experimental La Laguna. Centro de Investigación Regional Norte Centro, INIFAP. SAGARPA, Primera edición. pp: 17-25.
- Huhe, C. Jiang, Y. Wu, and Y. Cheng. 2017. Bacterial and fungal communities and contribution of physicochemical factors during cattle farm waste composting. *Microbiology Open* 6 (6), e00518.doi: 10.1002 / mbo3.518
- Kletzin, A., T. Urich, and F. Müller, T.M. Bandejas, and C.M. Gomes. 2004. Dissimilatory Oxidation and Reduction of Elemental Sulfur in Thermophilic Archaea. *J. Bioenerg and Biomembr* 36:77. <https://doi.org/10.1023/B:JOB.0000019600.36757.8c>
- Lira A., R. E. 2013. Estudio de la biooxidación de azufre elemental por *Sulfobacillus thermosulfidooxidans* a 45 °C. Memoria para optar al título de ingeniero civil químico e ingeniero civil en biotecnología. Universidad De Chile Facultad De Ciencias Físicas Y Matemáticas Departamento De Ingeniería Química Y Biotecnología. 91 p.
- López C., X.A. 2011. Caracterización de compostas derivadas de residuos orgánicos enfocadas a su uso como sustratos. Tesis de Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales. Especialidad en Protección y Producción Vegetal. Centro Interdisciplinario De Investigación Para El Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca. Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, pp: 16-20.
- Maeda K., D. Hanajim, R. Morioka, and T. Osada. 2010. Characterization and spatial distribution of bacterial communities within passively aerated cattle manure composting piles. *Bioresource Technology* 101 (24):9631-9637. Doi: 10.1016/J.BIORTECH.2010.07.057.
- Maeda K., D. Hanajima, S. Toyoda, N. Yoshida, R. Morioka, and T. Osada, T. 2011. Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost. *Microbial biotechnology* 4 (6), 700–709. Doi:10.1111/j.1751-7915.2010.00236.x.

- Marfà, O., J.M. Tort, C. Olivella, R. Cáceres, and F.X. Martínez. 1998. Cattle manure compost as substrate. ii - conditioning and formulation of growing media for cut flower cultures. *Acta Hort.* 469, 305-312. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1998.469.32>.
- Nada, W. M. 2015. Stability and maturity of maize stalks compost as affected by aeration rate, C/N ratio and moisture content. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 751-764.
- Nakagawa, S. and K. Takai. 2008 Deep-sea vent chemoautotrophs: diversity, biochemistry and ecological significance: Chemoautotrophy in deep-sea vents, *FEMS Microbiology Ecology* 65(1):1–14, <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2008.00502.x>.
- Negro M. J., F. Villa, J. Aibar, R. Alarcón, P. Ciria, M.V. Cristóbal, A. De Benito, A. García, G. García, C. Labrador, C. Lacasta, J.A. Lezaún, R. Meco, G. Pardo, M.L. Solano, C. Torner y C. Zaragoza. 2000. Producción y gestión del compost. CIEMAT. 19 p.
- Olivares-Campos, M.A., A. Hernández-Rodríguez, C. Vences-Contreras, J.L. Jáquez-Balderrama y D. Ojeda-Barrios. 2012. Lombricomposta y composta de estiércol de ganado vacuno lechero como fertilizantes y mejoradores de suelo. *Universidad y Ciencia* 28:35.
- Onwosi C. O., V. Igbokwe, J. Odimba, I. Eke, M. Nwankwoala, I. Iroh, and L. Ezeogu. 2017. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects, *Journal of Environmental Management* 190:140-157.
- Pergola M., A. Persiani, A.M. Palese, V. Di Meo, V. Pastore, C. D'Adamo, and G. Celano. 2018. Composting: The way for a sustainable agriculture. *Applied Soil Ecology*. 123: 744-750.
- Predotova M., E. Schlecht, and A. Buerkert. 2010. Nitrogen and carbon loss from dung storage in urban gardens of Niamey, Niger. *Nutr Cycl Agroecosyst*. 87:103–114. <https://doi.org/10.1007/s10705-009-9316-1>.
- Ramírez M. Viabilidad de un proceso para la eliminación conjunta de H<sub>2</sub>S y NH<sub>3</sub> contenido en efluentes gaseosos. 2007. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz, España. 245 p.



- Riera, N I., V. Della T., P. F. Rizzo., M. Butti, F., M. Bressan., N. Zarate., C. Weigandt, y Diana E. C. Crespo. 2014. Evaluación del proceso de compostaje de dos mezclas de residuos avícolas. *FCA Uncuyo* 46(1): 195-203.
- Roig A, C. M.L. and Sánchez-Monedero M.A. 2004. The use of elemental sulphur as organic alternative to control pH during composting of olive mill wastes. *Chemosphere* 57: 1099–1105.
- Román P., M.M. Martínez y A. Pantoja. 2013. Manual de compostaje del agricultor Experiencias en América Latina. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación (FAO) y la Agricultura Oficina Regional para América Latina y el Caribe Santiago de Chile. 29 p.
- Rui, G., G. Li, T. Jiang, F. Schuchardt, T. Chen, Y. Zhao, and Y. Shen. 2012. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresource Technology* 112: 171-178. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.099>.
- Salazar-Sosa E., H.I. Trejo-Escareño, C. Vázquez-Vázquez, J.D. López-Martínez, M. Fortis-Hernández, R. Zuñiga-Tarango y J.P. Amado-Álvarez. 2009. Distribución de nitrógeno disponible en suelo abonado con estiércol bovino en maíz forrajero. *Terra Latinoamericana*, 27(4):375.
- Thompson, M. L. and F. R. Troeh. 1998. Los suelos y su fertilidad. Cuarta edición. Editorial Reverte, Barcelona-Bogotá-Buenos Aires-Caracas-México. *i.e.*, 661 p.
- Tiquia S.M. 2005. Microbial Community Dynamics in Manure Composts Based on 16S and 18S rDNA T-RFLP Profiles. *Environmental Technology* 26:10, 1101-1114. doi: 10.1080/09593332608618482.
- Uliarte, E.M. A.O. Ambrogetti, L.E. Martínez, M.A. Montoya, P.F. Rizzo y F.N. Ferrari. 2015. A1-257 Evaluación de un implemento mecánico que permite airear pilas de compostaje.

- Memorias Del V Congreso Latinoamericano De Agroecología, La Plata Argentina, Archivo Digital: descarga y online ISBN 978-950-34-1265-7.
- Velasco-Velasco, J., R. Ferrera-Cerrato, J.J. Almaraz-Suárez y R. Parkinson. 2016. Emisión de amoníaco durante los procesos de compostaje y vermicompostaje: aspectos prácticos y aplicados. *Agroproductividad* 9: 45-51.
- Wade, L.G. 2011. *Química orgánica*. Pearson Educación, México. 779 p.
- Wu, W., G. Zhang, and P. Kai. 2012. Ammonia and methane emissions from two naturally ventilated dairy cattle buildings and the influence of climatic factors on ammonia emissions. *Atmospheric Environment* 61: 232-243. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.050>.
- Wu, Y. 2017. Water and wastewater purification using periphyton. *Periphyton* 107-135. Doi: 10.1016/B978-0-12-801077-8.00004-1.
- Wong, M.T.F., S. Nortcliff, and R.S. Swift. 1998. Method for determining the acid ameliorating capacity of plant residue compost, urban waste compost, farmyard manure, and peat applied to tropical soils. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 29:2927–2937.
- Woznica, A., A. Nowak, P. Ziemiński, M. Kwasniewski, and T. Bernas. 2013. Stimulatory effect of xenobiotics on oxidative electron transport of chemolithotrophic nitrifying bacteria used as biosensing element. *PLoS One*, 8. p. e53484.
- Yuan, J., Yang Q., Zhang Z., Li G. and Luo W. 2015. Use of additive and pretreatment to control odors in municipal kitchen waste during aerobic composting. 2015. *Journal of Environmental Sciences* 37: 83-90.
- Yuan, J., D. Zhang, L. Du, F. Yang, G. Li, and Y. Luo. 2019. Effect of woody peat as an additive on maturity and gaseous emissions during pig manure composting. *Compost Science & Utilization* 27(2):69-80. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2018.1507850>.

Zang B., S. Li, F. Michel, G. Li, and Y. Luo. 2016. Effects of mix ratio, moisture content and aeration rate on sulfur odor emissions during pig manure composting. *Waste Management*. 56: 498-505. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.026>

Zhang H., G. Li, J. Gu, G. Wang, Y. Li, and D. Zhang. 2016. Influence of aeration on volatile sulfur compounds (VSCs) and NH<sub>3</sub> emissions during aerobic composting of kitchen waste. *Waste Management*. 58: 369-375. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.08.022>.

## CAPITULO 2. DINÁMICA DE pH, EMISIÓN DE NH<sub>3</sub>-N Y CO<sub>2</sub>-C DURANTE EL COMPOSTAJE DE ESTIÉRCOL BOVINO COMBINADO CON AZUFRE

### 6.1 RESUMEN

Uno de los retos en el compostaje de estiércol bovino es reducir su pH alcalino y llevarlo a un nivel cercano a la neutralidad en el producto final, así como reducir las emisiones de CO<sub>2</sub>-C y NH<sub>3</sub>-N. Una alternativa para tal fin es la mezcla del estiércol con agentes acidificantes como el S<sup>o</sup>. El objetivo del trabajo fue evaluar la dinámica del pH, emisión de CO<sub>2</sub>-C y NH<sub>3</sub>-N durante el proceso de compostaje de estiércol bovino combinado con S<sup>o</sup> a escala comercial. Se utilizó un diseño de bloques completos al azar con medidas repetidas (DBCA). Las variables fueron analizadas con un análisis de varianza (ANOVA) con interacción tratamiento-tiempo y Un ANOVA simple con comparación de medias LSD de Fisher ( $\alpha = 0.05$ ). Con base en los resultados obtenidos, la utilización de 1% de S<sup>o</sup> en una pila de compostaje puede ser una alternativa viable para el amortiguamiento del pH (8.3) en el compost final de estiércol bovino. Con este porcentaje de azufre en la pila también se reducen las emisiones de NH<sub>3</sub>-N (0.03 mg kg<sup>-1</sup> cm<sup>-2</sup>) en un 60%. Se confirma que la fase crítica de emisión de amoniaco se presentó en la fase mesófila I y la fase termófila. La mayor emisión de CO<sub>2</sub>-C (11.95 mg kg<sup>-1</sup> cm<sup>-2</sup>) se observó en pilas con 0.25% de S<sup>o</sup>. Los tratamientos con S<sup>o</sup> presentaron los porcentajes de humedad más altos y los tratamientos con las mayores dosis de S<sup>o</sup> presentaron las temperaturas más altas. Además la adición de S<sup>o</sup> no afecto la calidad del producto final en cuanto al contenido de MO, DAp, CE, CIC, CO, CaCO<sub>3</sub>, macro y micronutrientes.

**Palabras clave:** reacción acido-base, nitrificación incompleta, sulfato de amonio, bacterias quimioautótrofas, oxidación biológica del azufre

## 6.2 ABSTRACT

One of the challenges of cattle manure composting lies in reducing the alkaline pH to bring it to near-neutrality in the final product while reducing  $\text{NH}_3\text{-N}$  and  $\text{CO}_2\text{-C}$  emissions. To this end, one option consists in mixing manure with acidifying agents such as  $\text{S}^\circ$ . The objective of this work was to quantify  $\text{NH}_3\text{-N}$  and  $\text{CO}_2\text{-C}$  emissions and assess the pH dynamics during cattle manure composting supplemented with  $\text{S}^\circ$  on a commercial scale. We used a randomized complete block with repeated measures design (DBCRA). The variables were analyzed with an analysis of variance (ANOVA) with treatment-time interaction and a simple ANOVA with comparison of Fisher's LSD means ( $\alpha = 0.05$ ). Based on the results obtained, the use of 1%  $\text{S}^\circ$  in a composting pile can be a feasible alternative for buffering the pH (8.3) in the final cattle manure compost. This percent sulfur in the pile also achieves a 60% reduction in  $\text{NH}_3\text{-N}$  emissions ( $0.03 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$ ). It is confirmed that the critical phase of ammonia emissions was presented in the mesophilic I phase and the thermophilic phase. Peak  $\text{CO}_2\text{-C}$  emissions ( $11.95 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$ ) occurred in 0.25%  $\text{S}^\circ$  piles. The treatments supplemented with  $\text{S}^\circ$  recorded the highest moisture content and the treatments supplemented with the highest  $\text{S}^\circ$  levels recorded the highest temperatures. Also, the addition of  $\text{S}^\circ$  had no effect on final product quality in terms of organic matter, bulk density, electric conductivity, cation-exchange capacity, organic carbon,  $\text{CaCO}_3$ , and macro- and micronutrients content.

**Key words:** Acid-base reaction, incomplete nitrification, ammonium sulfate, chemoautotrophic bacteria, biological oxidization of sulfur.

### 6.3 INTRODUCCIÓN

La producción de ganado bovino estabulado y semiestabulado concentra densidades de miles de cabezas en pequeñas superficies de terreno los cuales generan grandes volúmenes de estiércol que generalmente contaminan los recursos suelo y agua en cuencas hidrológicas (Ruiz, 2009). El manejo de los estiércoles a través del compostaje es una forma eficiente y efectiva para el aprovechamiento de dichos subproductos (Zafari y Kianmehr, 2013). Algunos de los parámetros que se deben analizar al evaluar la estabilización y madurez del compost, la cual es asociada con la calidad del mismo, son contenido de N-total de 1-4%, pH alrededor de la neutralidad  $7\pm 0,5$ , densidad aparente (DAP)  $< 0.7 \text{ g cm}^{-3}$ , contenido de materia orgánica (MO) de 20-50%, conductividad eléctrica (CE)  $\leq 4 \text{ dSm}^{-1}$  (Azim *et al.*, 2018; Rui *et al.*, 2012 y Onwosi *et al.*, 2017). El pH es uno de los parámetros importantes; por lo tanto, su corrección durante el proceso de compostaje es esencial (Bárbaro *et al.*, 2010 y Ameen *et al.*, 2016). El compost obtenido del manejo de estiércol bovino tiene buenas características físicas, bajos niveles de fitotoxicidad y alta actividad microbiana, pero en la mayoría, el contenido de sales solubles (Na, K, Ca y Mg) es alto y el pH es alcalino por lo que se debe evitar la alcalinidad al realizar la aplicación de estos en el suelo (Marfà *et al.*, 1998 y Salazar-Sosa *et al.*, 2009). Además, Velasco-Velasco *et al.* (2016) mencionan que se requiere especial atención a la emisión de  $\text{NH}_3\text{-N}$  en explotaciones de ganado bovino, porcino y aviar, las cuales contribuyen de manera considerable a la volatilización de este gas. Una alternativa para reducir el pH es la mezcla de materiales orgánicos con agentes acidificantes (Bárbaro *et al.*, 2010). Autores como Riera *et al.* (2014) utilizaron agentes de carga y sulfato de calcio en residuos avícolas en el cual registraron valores cercanos a la neutralidad. Otra alternativa es mediante la adición de yeso y  $\text{S}^\circ$ , pero se requiere menos de un quinto en peso del primero para lograr el mismo resultado, de los materiales disponibles, el  $\text{S}^\circ$  es el más efectivo por

unidad de peso y el acidificante más barato (Thompson y Troeh, 1998). Además, el S° es un elemento autorizado para su uso en la agricultura ecológica (Roig *et al.*, 2004). Por su parte Roig *et al.* (2004) utilizaron S° para amortiguar el pH de compost de residuos de aceituna a pequeña y en escala comercial donde encontraron en la adición de S° como una estrategia adecuada para disminuir una unidad de pH y donde la humedad fue considerada un factor decisivo para la tasa de oxidación del S°. García de la Fuente (2011) adiciono S° a compost de alperujo, un residuo de la industria del aceite de oliva, donde se observó un descenso de pH en 2.5 y 3.1 unidades en un experimento a pequeña escala. Carrión *et al.* (2008) adicionaron S° a compuestos de residuos agrícolas en condiciones controladas y reportaron un aumento de la población de bacterias oxidantes de S° a la vez que disminuyo el pH en 3.0 unidades. Costello y Sullivan, (2014) adicionaron S° a ocho tratamientos de compost con diferentes materiales de origen, entre ellos de estiércol bovino de la industria láctica donde encontraron mayor capacidad de amortiguamiento del pH en compost de estiércol que en compost derivados de origen vegetal. Autores como Richard *et al.* (2005); Tubail *et al.* (2008); Lin, *et al.* (2008); Zhang *et al.* (2016); Guo *et al.* (2016) y Yuan *et al.* (2019) han realizado investigaciones enfocadas a disminuir emisiones de NH<sub>3</sub>-N durante el proceso de compostaje. Además, también se han realizado técnicas de bioaumentación y biofiltración (Cáceres *et al.*, 2018). En general se han realizado diversos estudios enfocados a reducir la emisión de NH<sub>3</sub>-N y propiciar la nitrificación completa y por consiguiente reducir el pH en el compostaje (Cáceres *et al.*, 2018). Lo anterior demuestra que se han realizado estudios sobre el pH durante el proceso de compostaje especialmente a pequeña escala; no obstante, a pesar de todos estos estudios es necesario más información para un mayor entendimiento de la oxidación del S° y su afecto sobre el pH, factores determinantes durante el proceso de compostaje y emisión de NH<sub>3</sub>-N y CO<sub>2</sub>-C, además de la calidad del producto final. Por lo que en el presente estudio el

objetivo principal evaluar la dinámica del pH, emisión de NH<sub>3</sub>-N y CO<sub>2</sub>-C durante el proceso de compostaje de estiércol bovino combinado con S<sup>o</sup> a escala comercial.

## 6.4 MATERIALES Y MÉTODOS

### Ubicación

El trabajo se desarrolló en un rancho comercial ubicado en la zona costera central de Veracruz en el municipio de La Antigua, Veracruz, México. En las coordenadas 19° 28' 33" LN: 96° 31' 61" LW: y se encuentra a una altitud de 30 msnm. Se tiene una temperatura media anual de 25 °C, con precipitación pluvial media de 1200 mm. El clima de la región se caracteriza por ser cálido subhúmedo con lluvias predominantes en verano principalmente, suelo dominante: Arenosol (41%) (INEGI, 2009).

### Metodología

El estiércol utilizado fue de corrales de piso de concreto con un mes de almacenamiento el cual contenía las siguientes características: capacidad de intercambio catiónico (CIC): 21.3 cmol<sub>+</sub> kg<sup>-1</sup>), pH: 9.4, CE: 6.60 dS m<sup>-1</sup>, MO: 60.5%, N<sub>total</sub> 1.58%, N<sub>mineral</sub> 111.8 mg kg<sup>-1</sup>, P: 0.43%, K: 5.4%, Na: 2.3%, Ca: 1.4%, Mg: 0.6 %. Se seleccionó el área de compostaje, se instalaron tomas de agua para realizar los riegos y se construyeron pilas de compostaje de 20 m de largo por 3 m de ancho. La aireación de las pilas se realizó con una maquina volteadora de composta modelo TORO 1200. Se dejó una separación de 5 metros entre las pilas de estiércol y de tres metros entre cada tratamiento. En un diseño experimental de bloques completos al azar con tres repeticiones, se establecieron un total de cinco niveles de concentración de S<sup>o</sup> (tratamientos) al 0.0% (testigo), 0.25%, 0.50%, 0.75% y 1% estas cantidades de S<sup>o</sup> por separado se agregaron a la MO a compostar de la siguiente manera: T1 (proporción estiércol: azufre 5000:0.0 kg/kg), T2 (proporción estiércol: azufre 5000:12.5



kg/kg), T3 (proporción estiércol: azufre 5000:25.0 kg/kg), T4 (proporción estiércol: azufre 5000:37.5 kg/kg) y T5 (proporción estiércol: azufre 5000:50.0 kg/kg). Durante el primer volteo (al inicio del experimento) se humedecieron las pilas por aspersión. Posteriormente se agregaron las cantidades de S<sup>o</sup> y se realizó el volteo respectivo y un segundo riego para incorporar el azufre a las pilas. Las pilas se cubrieron con malla sombra para conservar la humedad. Inmediatamente después de instalado el experimento se tomaron muestras para análisis físico y químico las cuales se realizaron de acuerdo con Guerrero *et al.* (2016) y con la Norma Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2007. Se comenzó con el monitoreo de las pilas. Se tomó la temperatura con ayuda de un termómetro diseñado para este fin la cual se midió hasta el día 90 ya que fue en este tiempo en el que se registró una temperatura similar a la ambiental y con esto dio inicio la última fase del compostaje. Al tercer día se realizaron mediciones in situ de NH<sub>3</sub>-N y CO<sub>2</sub>-C a través de cámaras estáticas de acuerdo con el método modificado por Hutchinson y Livingston (1993) y Holland *et al.* (1999); dichas cámaras de diseño circular con diámetro y altura de 19.5 y 28.5 cm, respectivamente; éstas se colocaron encima de las pilas a una profundidad media de 5 cm. Las lecturas de los gases se tomaron después de un minuto dos veces por semana con ayuda de sensores portátiles utilizados por Cohuo-Colli *et al.* (2017). Para CO<sub>2</sub>-C se utilizó un sensor Spectrum Technologies<sup>®</sup> modelo 2655 con un rango de medición de 0 a 4,000 ppm con tecnología infrarroja no dispersiva (NDIR) y para NH<sub>3</sub>-N se usó un sensor marca Dräger X-am<sup>®</sup> 5000 con un rango de medición de 0-300 mg kg<sup>-1</sup> y una resolución de 1 mg kg<sup>-1</sup>. Al igual que la temperatura las mediciones se realizaron hasta el día 90 ya que fue en este tiempo en el que las emisiones de NH<sub>3</sub>-N y CO<sub>2</sub>-C tendieron a disminuir a niveles muy bajos lo que a la vez fue un indicador del inicio de la fase de maduración. A los quince días se tomaron muestras de cada tratamiento con sus respectivas repeticiones para determinar el pH y el contenido de agua por el método gravimétrico, de acuerdo con la NMX-FF-109-SCFI-2007; ambas variables se continuaron midiendo cada 15

días durante el experimento hasta los 120 días en el caso del pH y hasta el día 75 en el caso de contenido de humedad ya que fue en este tiempo donde se comenzó a conservar mejor la humedad y a ser similar en todos los tratamientos. A los 120 días de instalado el experimento se tomó un segundo muestreo para análisis físico y químico.

#### Análisis estadístico

En el presente estudio se realizó un análisis de varianza con interacción tratamiento-tiempo en un diseño de bloques completos al azar (DBCA) con medidas repetidas como se describe a continuación:

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + b_k + \omega_{ik} + \tau_j + \gamma_{ij} + \varepsilon_{ijk}$$

Donde  $Y_{ijk}$  es el nivel de pH o la temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) o la humedad(%) o la emisión de  $\text{CO}_2\text{-C}$  y  $\text{NH}_3\text{-N}$  ( $\text{mg kg}^{-1} \text{cm}^{-2}$ ), MO (%), DA (%), CE (%), CIC (%), macro y micronutrientes (%);  $\mu$  es la media general,  $\alpha_i$  es el efecto fijo debido al tratamiento  $i$  ( $i=1,2,3,4$ );  $b_k$  es el efecto aleatorio debido al bloque  $j$  ( $j=1,2,3,4$ ) asumiendo  $b_k \sim N(0, \sigma_b^2)$ ;  $\omega_{ik}$  es el efecto aleatorio de la interacción de bloque con tratamiento asumiendo  $\omega_{ik} \sim N(0, \sigma_{\omega}^2)$ ;  $\tau_j$  es el efecto fijo del tiempo  $j$  ( $j=1,2,3,4,5$ ) al momento de la medición;  $\gamma_{ij}$  es el efecto de la interacción entre el tratamiento y tiempo, y  $\varepsilon_{ijk}$  es el error experimental con  $\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$ .

En adición, un análisis de varianza simple para las variables carbono orgánico (CO) (%),  $\text{CaCO}_3$  (%), Cu, Zn y Mn ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) como se indica en el siguiente modelo estadístico:

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ij}$$

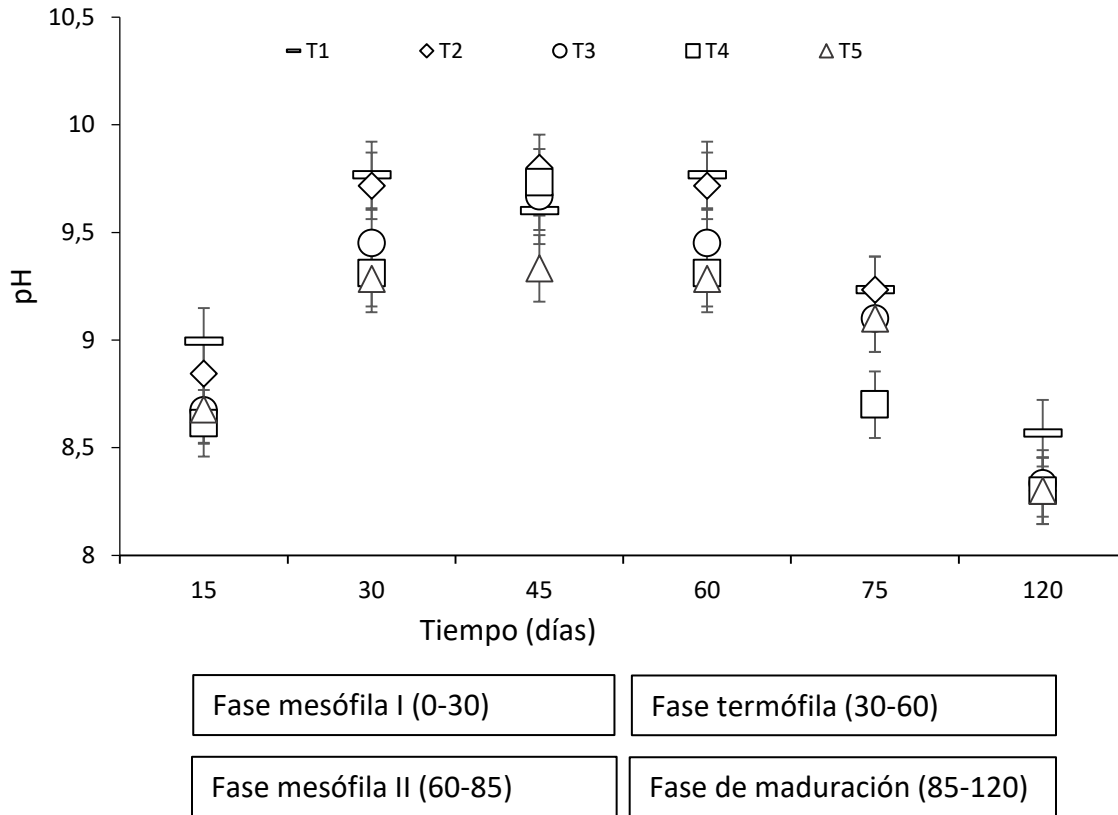
donde  $Y_{ij}$  es la respuesta observada en la  $j$  – ésima repetición en el  $i$  – ésimo tratamiento,  $\mu$  es la media general,  $\alpha_i$  es el efecto fijo debido al  $i$ –ésimo tratamiento y  $\varepsilon_{ij}$  es el error experimental asumiendo cada  $\varepsilon_{ij}$  tiene media 0 y varianza  $\sigma^2$  ( $(\varepsilon_{ij} \sim N\sigma^2)$ ).

Las variables fueron analizadas utilizando el procedimiento Glimmix de SAS y los grados de libertad para las pruebas F fueron ajustados con Kenward-Rogers (Kenward y Rogers, 1997).

## **6.5 RESULTADOS Y DISCUSION**

### **6.5.1 Efecto de la adición de S° en el pH durante el proceso de compostaje**

Los resultados del análisis de varianza indicaron diferencias estadísticas significativas entre tratamientos sobre la dinámica de pH ( $P = 0.0001$ ). Se registró una reducción mayor del pH conforme se incrementó el porcentaje de S° (Figura 5). En la fase de maduración (85-120 días) en los tratamientos 4 y 5 se registró el promedio de pH más bajo 8.3 comparado con los demás tratamientos. En la fase mesófila I (0-30 días) el pH osciló en un rango considerado como alcalino 8.6 y 9.0 en donde el T1 mostró el pH más alto y el T4 el más bajo. No se observó diferencia estadística entre tratamientos en esta primera fase. Posteriormente en la fase termófila (30-60 días) el pH incrementó a un rango de 9.3-9.7 siendo los tratamientos 1 y 2 en los que se registró los pH más altos y el T5 el más bajo. En esta fase se observó diferencia estadística de los tratamientos 4 y 5 con respecto al tratamiento 1. En la fase mesófila II (60-85 días), el pH disminuyó a un rango de 8.7-9.2 siendo el T4 el que mostró el pH más bajo y fue estadísticamente diferente con respecto al testigo (T1) con el más alto. En la fase de maduración (85-120 días) se registraron los pH más bajos 8.3-8.6 siendo los tratamientos con S° los más bajos; aunque en esta última fase no se observó diferencia estadística de estos con respecto al testigo.



**Figura 5.** Dinámica de pH durante del proceso de compostaje de estiércol bovino adicionado con diferentes dosis de  $S^{\circ}$  (barras del error = error estándar). Concentración de  $S^{\circ}$  al 0.0% (T1), 0.25% (T2), 0.50% (T3), 0.75% (T4) y 1% (T5).

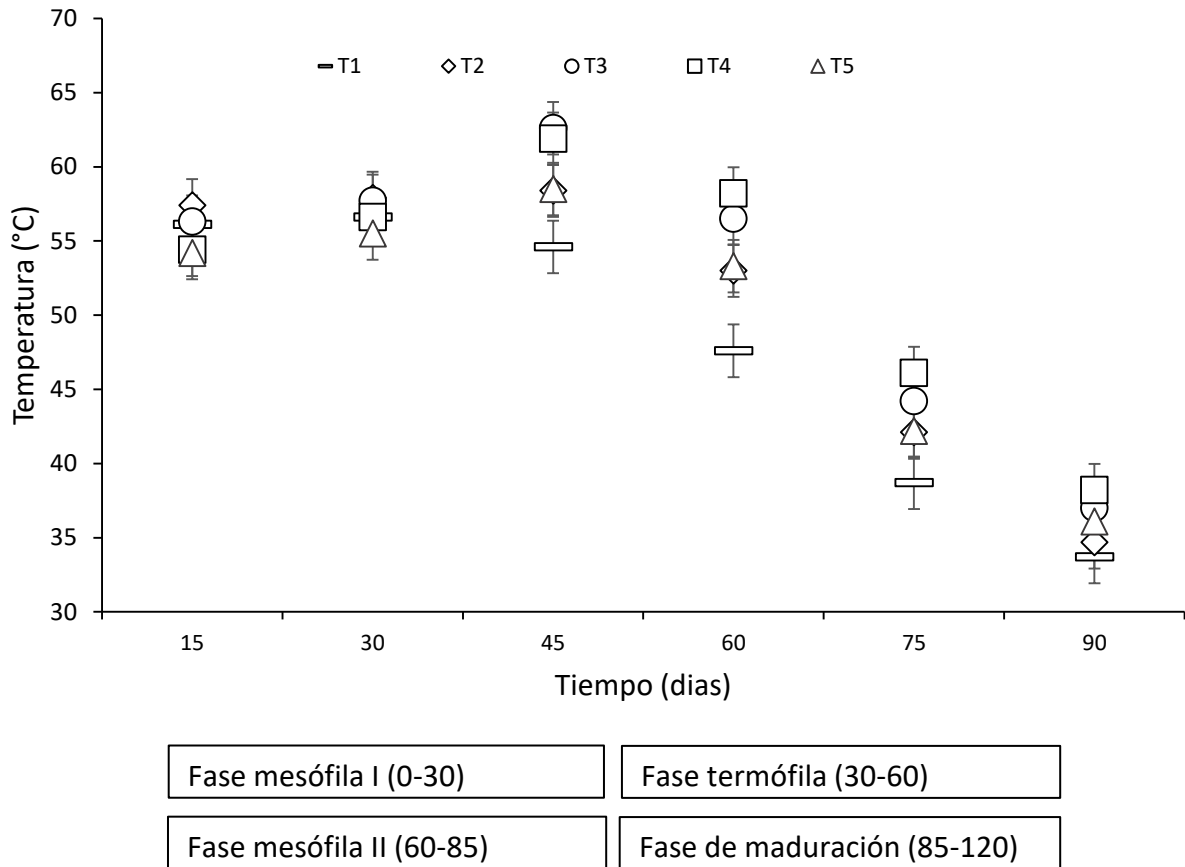
Los resultados de pH de este trabajo concuerdan con los resultados obtenidos por Roig *et al.* (2004), donde utilizaron  $S^{\circ}$  para amortiguar el pH de compost de residuos de aceituna a pequeña escala y escala comercial. Estos autores observaron una disminución de pH a medida que se aumentó las concentraciones de  $S^{\circ}$  sin embargo esta disminución fue menor a gran escala por ser más complicado los factores a controlar. Carrión *et al.* (2008) adicionaron  $S^{\circ}$  a compuestos de residuos agrícolas a pequeña escala y observaron un aumento de la población de bacterias oxidadoras de  $S^{\circ}$  (*Thiobacillus sp.*) de  $10^{-7}$ - a  $10^{-10}$  UFC  $g^{-1}$  durante los primeros 50 días de incubación; seguido de una disminución significativa de estas bacterias. Esto explicaría la diferencia estadística del pH en

las fases termófila (30-60 días) y mesófila II (60-85 días) y no así al final del proceso ya que un aumento inicial en la población de bacterias oxidadoras de S° fue correspondiente a la disminución del pH. La mayor parte del S° fue oxidado en estas fases donde en el tratamiento con mayor cantidad de S (T5) mostró los pH más bajos 9,33 en la fase termófila (30-60 días) y el T4 (8,7) en la fase mesófila II (60-85 días) los cuales fueron estadísticamente diferente con respecto al T1. El H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> es un subproducto de la oxidación biológica del azufre (Bárbaro *et al.*, 2010) la cual se realiza a través del Complejo Multienzimático de Oxidación del Azufre que Carece de Sox (soxCD) o a través de Azufre Oxigenasa (Sox) y la enzima Azufre Oxigenasa Reductasa (SOR), esta última oxida y reduce simultáneamente compuestos de azufre a temperaturas altas (70-85 °C) y pH bajo (5-7,5) por lo que en este experimento su actividad estaría inhibida (Kletzin *et al.*, 2004; Nakagawa y Takai, 2008). El H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> al reaccionar con una base produce sulfato (Brown *et al.*, 2004); este en exceso puede afectar algunos procesos de oxidación de la MO (García de la Fuente *et al.* (2007). Concentraciones altas de sal hacen que las células bacterianas se deshidraten debido a la presión osmótica (Chen, 2008). Sin embargo, en esta investigación no se presentó este problema con las cantidades de S° adicionado. A pH altos y neutros como en este caso los compuestos obtenidos de la reducción del sulfato son cantidades iguales de H<sub>2</sub>S y HS<sup>-</sup>. Por otra parte, a pH bajos el 99% del compuesto que se forma es el H<sub>2</sub>S. El cual tiene un efecto inhibitor en la biomasa microbiana ya que puede pasar la membrana celular en forma no disociada/acida, por consiguiente, se requiere una mayor energía en el bombeo de protones a través de la membrana y se reduce la energía empleada para el crecimiento de la biomasa microbiana (Sánchez-Andrea, 2014). La etapa en la que se adicione el S° puede ser un factor determinante si este se adiciona desde el inicio como en este estudio tiene importancia ambiental ya que se pueden reducir las emisiones de NH<sub>3</sub>-N (Figura 4). Si se adiciona en una de las etapas finales del compostaje podría presentarse una mayor disminución del pH el cual tiene importancia agronómica ya que a un pH neutro los nutrientes

están más disponibles para las plantas, aunque también la adición de más dosis de S° aumentaría la cantidad de sulfato.

### **6.5.2 Efecto de la adición de S° en la temperatura durante el proceso de compostaje**

Los resultados del análisis de varianza indicaron diferencias estadísticas entre tratamientos sobre la dinámica de temperatura ( $P = 0.0001$ ). Se registraron las temperaturas más altas en el material con los tratamientos de S° (Figura 6). En el T4 se registró la temperatura más alta con un promedio de 52.5 °C comparado con los demás tratamientos. La temperatura del material en la fase mesófila I (0-30 días) se mantuvo en un rango de 54.9-57.7 °C, siendo en el T5 en el que se mostró la temperatura más baja (54.9 °C); aunque esta no fue estadísticamente diferente con respecto a los demás tratamientos. Posteriormente en la fase termófila (30-60 días) ésta tendió a incrementarse ligeramente en un rango de 51.2-60.1 °C siendo los tratamientos con S° en los que se registró la temperatura más alta (60.1 °C) y fueron estadísticamente diferentes con respecto al testigo (T1) con la temperatura más baja (51.2). En la fase mesófila II (60-85 días) ésta tendió a bajar a un rango de 36.1-42.5 °C siendo el T4 al igual que en la fase termófila el que continuó con las temperaturas más altas y el T1 con las más bajas. En la fase de maduración (85-120 días) la temperatura del material tendió a bajar y a mantenerse a una temperatura media similar a la ambiental 35.9 °C presentándose la misma tendencia de las dos anteriores fases con la temperatura del T4 la más alta 38.2 °C y el T1 la más baja 33.7 °C.



**Figura 6.** Dinámica de temperatura durante el proceso de compostaje de estiércol bovino adicionado con diferentes dosis de S° (barras del error = error estándar). Concentración de S° al 0.0% (T1), 0.25% (T2), 0.50% (T3), 0.75% (T4) y 1% (T5).

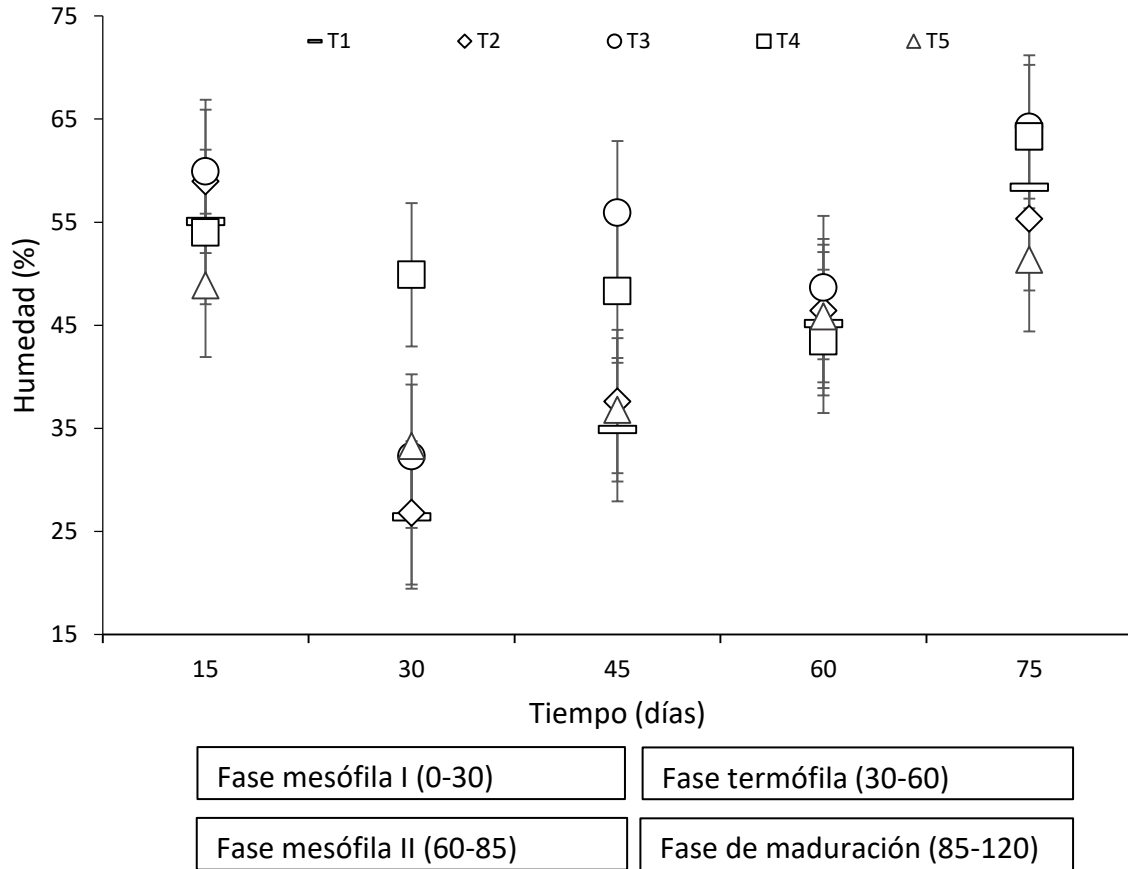
En este experimento la temperatura disminuyó gradualmente y los tratamientos con S° fueron en los que se cuantificaron las temperaturas más altas. Como ya se mencionó el H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> es producido por la oxidación biológica del S° y este al reaccionar con el agua “en este caso el agua actúa como una base” se produce una gran cantidad de calor, que dependiendo de la cantidad relativa de las dos sustancias puede provocar un incremento considerable en la temperatura (Brown *et al.*, 2004; Wade, 2011). Esto concuerda con los resultados obtenidos por Roig y Sánchez-Monedero, (2004) quienes obtuvieron un incremento de la temperatura con la adición de S° en compost con

residuos de la industria del aceite de oliva; además de que las altas temperaturas no inhibieron la oxidación por lo que la adición de azufre podría hacerse en cualquier fase del proceso de compostaje.

### **6.5.3 Efecto de la adición de S° en la humedad durante el proceso de compostaje**

Los resultados del análisis de varianza indicaron diferencias estadísticas entre tratamientos sobre la dinámica de humedad ( $P = 0.0001$ ). Se registró un porcentaje de humedad más bajo en el material con los tratamientos de S° (Figura 7). En el T5 se registró el porcentaje de humedad más bajo con un promedio de 43.2% comparado con los demás tratamientos. La humedad del material en la fase mesófila I (0-30 días) se mantuvo en un rango de 40.7-52.0% donde en los tratamientos con S° se registraron los porcentajes de humedad más altos, siendo el T4 el de mayor porcentaje de humedad y fue estadísticamente diferente con respecto al testigo (T1) con él porcentaje de humedad más bajo. Posteriormente, en la fase termófila (30-60 días) ésta se mantuvo en un rango similar de 40.0-52.3% donde los tratamientos con S° continuaron con los porcentajes de humedad más altos, siendo en el T3 en el que se registró el porcentaje de humedad más alto y fue estadísticamente diferente con respecto al testigo (T1) que continuo con él porcentaje de humedad más bajo. En la fase mesófila II (60-85 días) está tendió a subir a un rango de 51.4- 64.2%, donde no se observó una diferencia estadística por parte de los tratamientos con S° con respecto al testigo (T1). Este porcentaje de humedad más alto se mantuvo hasta el final del proceso de manera similar en todos los tratamientos.





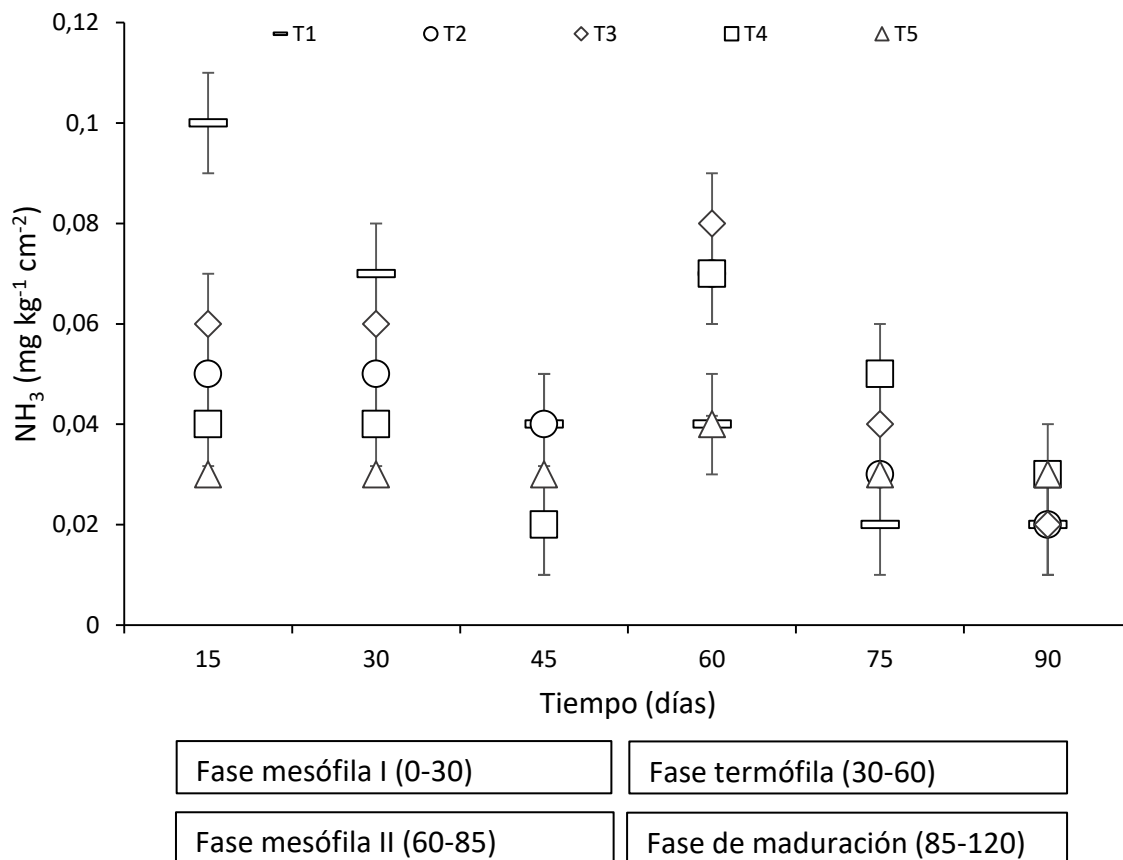
**Figura 7.** Dinámica de humedad durante el proceso de compostaje de estiércol bovino adicionado con diferentes dosis de  $S^{\circ}$  (barras del error = error estándar). Concentración de  $S^{\circ}$  al 0.0% (T1), 0.25% (T2), 0.50% (T3), 0.75% (T4) y 1% (T5).

Por su parte, Velasco-Velasco *et al.* (2004) mencionan que la humedad del material es muy importante, ya que la actividad microbiana y los procesos de oxidación requieren de la disponibilidad de agua. En este trabajo se observó que los tratamientos con  $S^{\circ}$  presentaron los porcentajes de humedad más altos durante el proceso de compostaje y fueron estadísticamente diferentes con respecto al testigo (T1) en la mayoría de las fases, esto probablemente por el  $H_2SO_4$  diluido en el agua que estaría evitando parcialmente la pérdida de esta por evaporación (Brown *et al.*, 2004), sin embargo, esta disminuyó considerablemente en el tratamiento con la mayor dosis de

S° (T5) siendo incluso menor que el testigo (T1). Esto puede explicarse por la siguiente reacción química  $2 \text{SO}_4 + 2 \text{H}_2\text{O} = 2 \text{H}_2\text{SO}_4 + \text{O}_2$ , donde con un considerable aumento el  $\text{H}_2\text{SO}_4$  actúa como un deshidratante al obtener el hidrogeno directamente de la molécula del agua (Lira, 2013). Esto a la vez podría llevar a una competencia por el agua entre los microorganismos y la reacción química que se está llevando a cabo.

#### **6.5.4 Efecto de la adición de S° en la emisión de $\text{NH}_3\text{-N}$ durante el proceso de compostaje**

Los resultados del análisis de varianza indicaron diferencias estadísticas entre tratamientos sobre las emisiones de  $\text{NH}_3\text{-N}$  ( $P = 0.0001$ ). Emisiones menores de  $\text{NH}_3\text{-N}$  fueron registradas en el material con tratamientos de S° (Figura 8). En el T5 se registraron las emisiones de  $\text{NH}_3\text{-N}$  más bajas con un promedio acumulado durante las cuatro fases de  $0.03 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$  el cual fue diferente estadísticamente con el T1 ( $0.5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$ ). La emisión de  $\text{NH}_3\text{-N}$  en la fase mesófila I (0-30 días) se mantuvo en un rango de  $0.03\text{-}0.08 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$  siendo en el T1 en el que se registraron las emisiones más altas y el T5 las más bajas. Posteriormente en la fase termófila (30-60 días) está disminuyó gradualmente y se estabilizó en un rango de  $0.03\text{-}0.06 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$  siendo el T5 el que continuo con las emisiones más bajas. En la fase mesófila II (60-85 días) la emisión de este gas tendió a bajar aún rango de  $0.02\text{-}0.05 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$  siendo el T1, T2 y T5 los que presentaron las emisiones más bajas. En la fase de maduración (85-120 días) las emisiones de las pilas continuaron bajando hasta un rango de  $0.02\text{-}0.03 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$  y a mantenerse en estos niveles donde las emisiones fueron similares en todos los tratamientos.



**Figura 8.** Emisión de NH<sub>3</sub>-N durante el proceso de compostaje de estiércol bovino adicionado con diferentes dosis de S<sup>o</sup> (barras del error = error estándar). Concentración de S<sup>o</sup> al 0.0% (T1), 0.25% (T2), 0.50% (T3), 0.75% (T4) y 1% (T5).

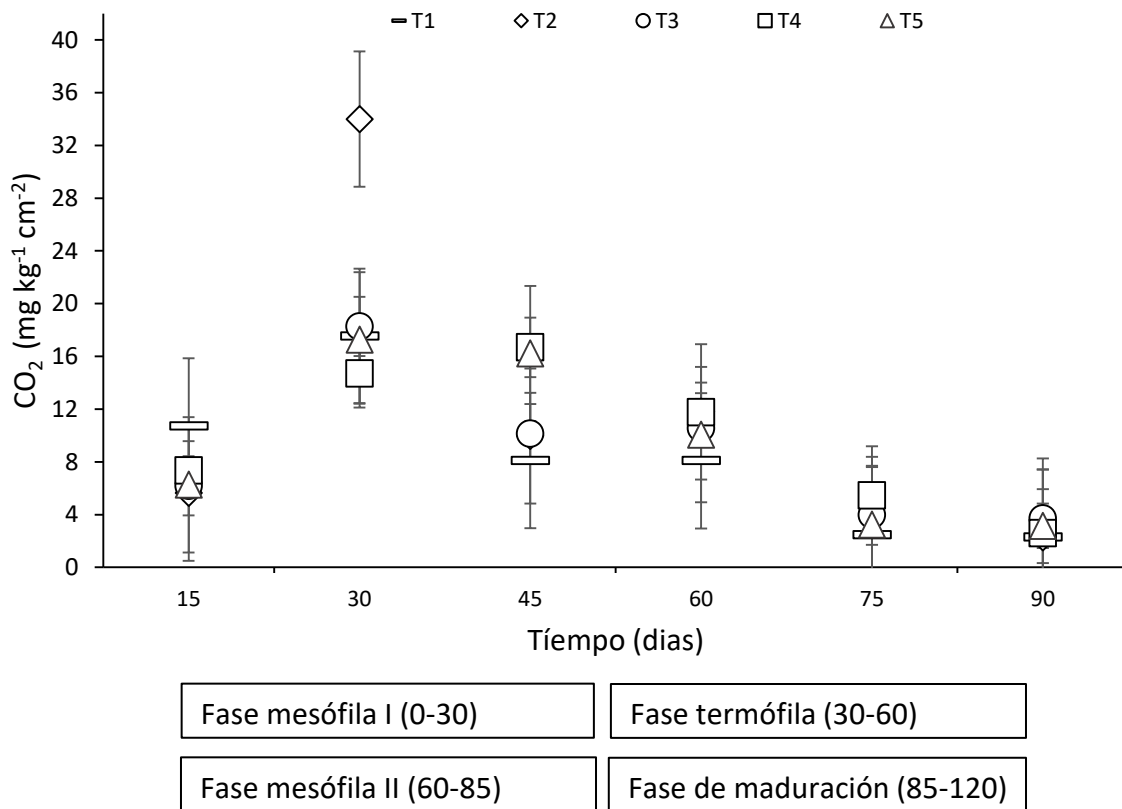
Sánchez-Monedero *et al.* (2001) mencionan que las emisiones de nitrógeno amoniacal dependen de los materiales utilizados y de los valores de pH, a menor pH menor emisión de NH<sub>3</sub>-N. En este trabajo se observó una correlación entre el porcentaje de S<sup>o</sup> con la dosis más alta (T5) y baja emisión de amoníaco en las dos primeras fases. El T5 con la mayor dosis de S<sup>o</sup> fue en el que se cuantificaron las emisiones de NH<sub>3</sub>-N más bajas en la fase mesófila I y termófila donde se presenta las mayores pérdidas de N en forma de NH<sub>3</sub>. Aunque en el presente trabajo la mayor pérdida de NH<sub>3</sub>-N se presentó en la fase mesófila I, a pesar de que, en esta fase no se observaron diferencias estadísticas

significativas de pH (Figura 5) sin embargo a nivel químico esta diferencia de menos de una unidad de pH si tuvo efecto en las emisiones de  $\text{NH}_3\text{-N}$  esto nos permite concluir que cambios de pH en menos de una unidad lleva una reducción significativa de las emisiones de  $\text{NH}_3\text{-N}$ . Este resultado fue similar al obtenido con Mahimairaja *et al.* (1994) que adicionaron azufre elemental en estiércol de pollo y obtuvieron una reducción del 60% en las emisiones de  $\text{NH}_3\text{-N}$ , pero la oxidación de  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_3^-$  fue mínima, por lo que la pérdida de N a través de la desnitrificación puede incrementarse y ser mayor que la pérdida por volatilización de  $\text{NH}_3\text{-N}$ . Temperatura alta, pH, salinidad, bajo nivel de O disuelto y potencial redox en la partícula de estiércol, el tamaño de las pilas, alta concentración de  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ , el contenido de nutrientes disponibles en el sustrato y la competencia entre diferentes grupos microbianos estarían inhibiendo la nitrificación (Cáceres *et al.*, 2018).

### **6.5.5 Efecto de la adición de $\text{S}^\circ$ en la emisión de $\text{CO}_2\text{-C}$ durante el proceso de compostaje**

Los resultados del análisis de varianza indicaron diferencias estadísticas entre tratamientos sobre las emisiones de  $\text{CO}_2\text{-C}$  ( $P = 0.0001$ ). Se registró mayores emisiones en el material con los tratamientos de  $\text{S}^\circ$  (Figura 9). En el testigo (T1) se registraron las emisiones más bajas con un promedio acumulado durante las cuatro fases de  $8.34 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$  comparado con los demás tratamientos y fue diferente estadísticamente con respecto al T2 ( $11.95 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$ ). Las emisiones en la fase mesófila 1 (0-30 días) se mantuvieron en un rango de  $11.42\text{-}21.38 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$  siendo el tratamiento T2 en el que se observaron las emisiones más altas, por su parte las emisiones en los tratamientos T3, T4, T5 tendieron a bajar y a ser similar al testigo (T1). Posteriormente en la fase termófila (30-60 días) la emisión de  $\text{CO}_2\text{-C}$  tendió a bajar manteniéndose en un rango de  $8.09\text{-}14.21 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$  siendo el T4 en el que se registraron las emisiones más altas de este gas y

fue estadísticamente diferentes con respecto al testigo (T1) con las emisiones más bajas. En la fase mesófila II (60-85 días), la emisión tendió a bajar aún más a un rango de 2.47- 5.45 mg kg<sup>-1</sup> cm<sup>-2</sup> siendo el T4 el que continuo con las emisiones más altas y el testigo (T1) con las emisiones más bajas. En la fase de maduración (85-120 días), la emisión de CO<sub>2</sub>-C continuó bajando hasta un rango de 2.27-3.70 mg kg<sup>-1</sup> cm<sup>-2</sup> donde en los tratamientos con S<sup>o</sup> se observaron las emisiones más altas, no obstante, no se registraron diferencias significativas con respecto al testigo (T1).



**Figura 9.** Emisión de CO<sub>2</sub>-C durante el proceso de compostaje de estiércol bovino adicionado con diferentes dosis de S<sup>o</sup> (barras del error = error estándar). Concentración de S<sup>o</sup> al 0.0% (T1), 0.25% (T2), 0.50% (T3), 0.75% (T4) y 1% (T5).

En este estudio se registró mayores emisiones de CO<sub>2</sub>-C en los tratamientos con S<sup>o</sup> los cuales fueron estadísticamente diferentes con respecto al testigo T1 en las tres primeras fases: mesófila I (0-30

días), termófila (30-60 días) y mesófila II (60-85 días). Esto puede traducirse de acuerdo con Oudart *et al.* (2015) como una mayor actividad microbiana. Las emisiones de CO<sub>2</sub>-C fueron mayor en el T2, pero tendió a disminuir en los siguientes tratamientos T3, T4 y T5 esto podría deberse a que las bacterias oxidadoras del S<sup>o</sup> son bacterias quimioautótrofas (Espinosa *et al.*, 2010). Por lo que fijan CO<sub>2</sub>-C mediante el ciclo de Calvin (Ramírez, 2007 y Barry *et al.*, 2019) y al utilizar el CO<sub>2</sub>-C como fuente de carbono para su crecimiento estarían evitando la emisión de este gas de las pilas de compostaje a la atmosfera. Esto también se apoya con el hecho de que no se afectó la oxidación del S<sup>o</sup> conforme se incrementaron las dosis de S<sup>o</sup> por que el pH a la vez mostró una tendencia a disminuir. Por lo que con una dosis mayor de azufre se podría reducir las emisiones de CO<sub>2</sub>-C, pero como ya se mencionó antes esto también implica la formación de sulfatos los cuales en una mayor cantidad podrían afectar la oxidación de la MO.

#### **6.5.6 Efecto de la adición de S<sup>o</sup> en algunas características físicas y químicas del compost al inicio y final del proceso de compostaje**

Los resultados del análisis de varianza indicaron diferencias estadísticas ( $P = 0.0001$ ) entre tratamientos sobre, DAp, CO, más no para MO, CE, CIC  $CaCO_3$  al final del proceso de compostaje. En el Cuadro 5 se muestra el efecto de los tratamientos en MO, DAp, CE, CIC, CO y  $CaCO_3$  del material al inicio y final del proceso de compostaje. Se cuantifico mayor CO y  $CaCO_3$  en el material con los tratamientos de S<sup>o</sup> al final del proceso de compostaje.

**Cuadro 5.** Media y error estándar (EE) de MO, DAp, CE, CIC, CO y  $CaCO_3$ , de los diferentes tratamientos

Trat.	MO		DAp		CE		CIC		CO	CaCO <sub>3</sub>
	(%)		(%)		(dSm <sup>-1</sup> )		(cmol (+) kg <sup>-1</sup> )		(%)	(%)
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Final	Final
T 1	45.3 <sup>ab</sup>	10.6 <sup>d</sup>	0.6 <sup>d</sup>	1.4 <sup>a</sup>	6.5 <sup>b</sup>	2.0 <sup>c</sup>	42.4 <sup>a</sup>	15.0 <sup>d</sup>	6.1 <sup>b</sup>	4.1 <sup>a</sup>
T 2	52.1 <sup>a</sup>	13.2 <sup>d</sup>	0.6 <sup>d</sup>	1.3 <sup>a</sup>	8.3 <sup>a</sup>	3.0 <sup>c</sup>	50.6 <sup>ab</sup>	13.7 <sup>d</sup>	7.6 <sup>b</sup>	4.3 <sup>a</sup>
T 3	45.8 <sup>ab</sup>	15.4 <sup>d</sup>	0.6 <sup>d</sup>	1.2 <sup>b</sup>	7.9 <sup>ab</sup>	3.2 <sup>c</sup>	37.2 <sup>bc</sup>	14.9 <sup>d</sup>	8.9 <sup>a</sup>	4.1 <sup>a</sup>
T 4	35.8 <sup>c</sup>	13.7 <sup>d</sup>	0.7 <sup>c</sup>	1.2 <sup>b</sup>	7.1 <sup>ab</sup>	2.4 <sup>c</sup>	28.5 <sup>c</sup>	11.5 <sup>d</sup>	8.0 <sup>ab</sup>	5.4 <sup>a</sup>
T 5	41.6 <sup>bc</sup>	11.3 <sup>d</sup>	0.6 <sup>cd</sup>	1.3 <sup>a</sup>	8.4 <sup>a</sup>	3.2 <sup>c</sup>	34.3 <sup>bc</sup>	11.7 <sup>d</sup>	6.5 <sup>b</sup>	5.0 <sup>a</sup>
<b>EE</b>	2.82	2.82	0.03	0.03	0.53	0.53	4.24	4.24	0.93	0.68

\* Valores con letra distinta en la misma columna son estadísticamente diferentes entre sí ( $\alpha = 0.05$ ). Concentración de S<sup>o</sup> al 0.0% (T1), 0.25% (T2), 0.50% (T3), 0.75% (T4) y 1% (T5).

La MO final de un rango de 20-50% indica de acuerdo con Azim *et al.* (2018) un buen índice de degradación y maduración de esta. En este estudio se obtuvieron valores mayores de MO en los tratamientos con S<sup>o</sup> aunque estos valores no fueron estadísticamente diferentes. La disminución del CO disponible es paralelo con la disminución de la MO donde el tratamiento con la mayor dosis de azufre fue similar en el porcentaje de CO con el tratamiento sin adición de azufre lo que indica que no se estaría afectando los procesos de oxidación realizados por los microorganismos heterotróficos encargados de la degradación de la MO los cuales utilizan el CO como su fuente de carbono (Costello y Sullivan, 2014). Al igual que los resultados obtenidos por Bárbaro *et al.* (2010) la CE incrementó, la cual se da por el aumento de sales como el sulfato (García de la Fuente, 2011) o el amonio (Onwosi *et al.*, 2017), pero esta no fue estadísticamente diferente. Costello y Sullivan, (2014) encontraron una alta capacidad de intercambio catiónico en compost a base de estiércol combinado con S<sup>o</sup>; aunque, en esta investigación la CIC mostró una tendencia decreciente

a medida que se aumentaron las dosis de S<sup>o</sup> estos valores no fueron estadísticamente diferentes, esta disminución se da porque a medida que se reduce el pH también se reduce la CIC (Azim *et al.*, 2018). Por otra parte, los resultados de esta investigación difieren con respecto a lo reportado por García de la Fuente *et al.* (2007), quienes reportaron una disminución del pH causado por la adición de S<sup>o</sup> de manera simultánea a la producción de sulfatos y la eliminación de CaCO<sub>3</sub>; esto porque inicialmente el S<sup>o</sup> se oxida a ácido sulfúrico y luego, el ácido sulfúrico puede combinarse con compuestos de carbonato  $H_2SO_4 + CaCO_3 \rightarrow CaSO_4 + H_2O + CO_2$ . Esto podría deberse a una mayor reacción de precipitación entre el CO<sub>3</sub> y el Ca por el efecto deshidratante del H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (Brown *et al.*, 2004 y Lira, 2013), especialmente en los tratamientos con mayores dosis de S<sup>o</sup>. Aunque se registró un aumento en el contenido de CaCO<sub>3</sub> en los tratamientos con S<sup>o</sup> en esta investigación este no fue significativo. Los bajos porcentajes de CaCO<sub>3</sub> en comparación con los obtenidos por García de la Fuente *et al.* (2007) indican que los requerimientos de iones de hidrógeno para compost a base de estiércol bovino serán menores que los requeridos para causar una disminución de pH equivalente en compost con residuos de origen vegetal e incluso que otros estiércoles como el de oveja y pollo. Esto concuerda con los resultados obtenidos por Costello y Sullivan, (2014) donde encontraron una alta capacidad de amortiguamiento en compost de estiércol y menor capacidad de amortiguación en compost de origen vegetal. En cuanto a la DAp esta fue menor pero no estadísticamente diferente en los tratamientos con azufre lo cual indica una ligera disminución en la fracción de agua ya que este parámetro influye en el ajuste del nivel de porosidad para la aireación adecuada y determina la capacidad de retención de agua y el intercambio de gas y agua en el compost final (Cerdeira *et al.*, 2018).

Los resultados del análisis de varianza mostraron diferencias estadísticas ( $P = 0.0001$ ) entre tratamientos sobre el contenido de Mg, más no para N<sub>total</sub>, P, K, Na y Ca al término del proceso



de compostaje. En el Cuadro 6 se muestra el efecto de los tratamientos en el contenido de estos macro y micronutriente del material al inicio y final del proceso de compostaje. Se cuantifico mayor contenido de K, Na, Ca y Mg en el material con los tratamientos de S° al término del compostaje.

**Cuadro 6.** Media y error estándar (EE) del análisis químico inicial y final de contenido de nitrógeno ( $N_{total}$ ), fosforo (P), potasio (K), sodio (Na), calcio (Ca) y magnesio (Mg).

Trat.	$N_{total}$		P		K		Na		Ca		Mg	
	(%)		(%)		(%)		(%)		(%)		(%)	
	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
T 1	1.2 <sup>ab</sup>	0.3 <sup>c</sup>	0.4 <sup>ab</sup>	0.2 <sup>d</sup>	1.0 <sup>ab</sup>	0.2 <sup>c</sup>	0.4 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	1.0 <sup>c</sup>	3.2 <sup>a</sup>	0.5 <sup>c</sup>	2.0 <sup>b</sup>
T 2	1.4 <sup>a</sup>	0.2 <sup>c</sup>	0.4 <sup>a</sup>	0.2 <sup>d</sup>	1.1 <sup>a</sup>	0.3 <sup>c</sup>	0.4 <sup>a</sup>	0.4 <sup>a</sup>	1.0 <sup>c</sup>	3.0 <sup>a</sup>	0.5 <sup>c</sup>	2.1 <sup>ab</sup>
T 3	1.2 <sup>ab</sup>	0.2 <sup>c</sup>	0.4 <sup>ab</sup>	0.2 <sup>d</sup>	1.0 <sup>ab</sup>	0.2 <sup>c</sup>	0.4 <sup>a</sup>	0.5 <sup>a</sup>	1.1 <sup>c</sup>	2.7 <sup>a</sup>	0.5 <sup>c</sup>	2.5 <sup>a</sup>
T 4	1.1 <sup>b</sup>	0.2 <sup>c</sup>	0.3 <sup>b</sup>	0.2 <sup>d</sup>	0.8 <sup>b</sup>	0.2 <sup>c</sup>	0.4 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	1.0 <sup>c</sup>	3.4 <sup>a</sup>	0.3 <sup>c</sup>	2.4 <sup>ab</sup>
T 5	1.3 <sup>ab</sup>	0.2 <sup>c</sup>	0.3 <sup>ab</sup>	0.2 <sup>d</sup>	1.0 <sup>ab</sup>	0.2 <sup>c</sup>	0.4 <sup>a</sup>	0.4 <sup>a</sup>	1.8 <sup>c</sup>	2.5 <sup>a</sup>	0.4 <sup>c</sup>	2.1 <sup>ab</sup>
<b>EE</b>	0.09	0.09	0.04	0.04	0.07	0.07	0.05	0.05	0.34	0.34	0.15	0.15

\*Valores con letra distinta en la misma columna son estadísticamente diferentes entre sí ( $\alpha = 0.05$ ). I= inicial; F= final. Concentración de S° al 0,0% (T1), 0.25% (T2), 0.50% (T3), 0.75% (T4) y 1% (T5).

El crecimiento de la biomasa microbiana depende de la temperatura, la humedad, el oxígeno, el N, el C y en menor medida del P, K, Na, Ca y Mg disponible en el material (Oudart *et al.*, 2015). Si bien el contenido de  $N_{total}$  fue ligeramente menor al termino del proceso de compostaje este no fue diferente estadísticamente al testigo (T1) por lo que una reducción en las emisiones de  $NH_3-N$  no significa una nitrificación completa del nitrógeno. Se recomienda estudiar mejor la dinámica microbiana en este tipo de material especialmente en el proceso de nitrificación, ya que existen

bacterias oxidadoras de amonio (BOA) las cuales al igual que *thiobacillus sp.* son quimioautótrofas. Estas pueden acumular altas concentraciones de nitritos, pero a la vez asimilan menos amonio y viceversa. Además, existen arqueas oxidadoras de amonio (AOA) las cuales son más sensibles a  $\text{NH}_3$  que las BOA y bacterias oxidadoras de nitritos (BON) más sensibles a  $\text{NH}_3$  y sulfuros que las BOA. Las BON han sido las menos estudiadas hasta el momento ya que son difíciles de cultivar en el laboratorio. Aunque el reciente descubrimiento de una especie que tiene el potencial genético para la oxidación completa del amonio (*comammox*) a nitrato abre nuevos campos de investigación en microbiología y la nitrificación en el compostaje (Maeda *et al.*, 2011; Cáceres *et al.*, 2018). Esto daría un mayor entendimiento de la dinámica de la nitrificación ya que en este proceso se puede tener pérdidas de N en forma de  $\text{N}_2\text{O}$ , pero, si la nitrificación se lleva a cabo de manera completa es posible reducir el pH al final del proceso de compostaje. A la vez uno de los parámetros para la nitrificación completa es un pH dentro del rango de 7.5-8 (Cáceres *et al.*, 2018). En cuanto al porcentaje de K se obtuvo un resultado similar con Bárbaro *et al.* (2010) donde agregaron  $\text{S}^\circ$  a compost con residuos de poda y el K fue mayor en los tratamientos con  $\text{S}^\circ$ . En cuanto al P se observó mayor porcentaje en los tratamientos con  $\text{S}^\circ$ ; sin embargo, al igual que el  $\text{N}_{\text{total}}$  y el K este no fue estadísticamente diferente al término del proceso de compostaje. De acuerdo con García de la Fuente (2011), se podría utilizar ácido fosfórico para incrementar el fósforo del compost y reducir el pH o en su caso utilizar ácido nítrico pero el inconveniente, especialmente en el caso del ácido nítrico, es que implica el manejo de sustancias peligrosas. En este experimento el porcentaje de Na y Mg fue mayor en los tratamientos con  $\text{S}^\circ$  el cual concuerda con Bárbaro *et al.* (2010) donde el contenido de Ca y Mg soluble también incrementó con el aumento de la dosis de  $\text{S}^\circ$  y a la vez encontraron una relación con el incremento de la conductividad eléctrica al disminuir el pH en compost de residuos de poda. Aunque en este caso el calcio fue mayor en el T1 esto podría deberse por la reacción de precipitación entre el Ca y el  $\text{CO}_3$  antes

mencionada y por consiguiente que este se encuentre menos soluble en los tratamientos con  $S^{\circ}$ , pero, además el que no exista diferencias entre el Na y Ca puede deberse a que el  $HSO_4$  estaría reaccionando con bases débiles (Brown *et al.*, 2004) principalmente con el  $H_2O$  y el  $NH_3$  al encontrarse este en mayor cantidad, el compuesto resultante de esta reacción es el sulfato de amonio el cual tiene importancia agrícola. La formación de sulfato de amonio fue igualmente obtenido por Guo *et al.* (2016) en compost con adición de yeso de desulfuración de gases de combustión (FGDG) un subproducto de algunos sistemas industriales de depuración de gases de combustión de carbón, producto ampliamente utilizado en el material de construcción y la industria del cemento. Lin *et al.* (2008) también obtuvieron sulfato de amonio en el compostaje de estiércol y paja de aves con la adición de superfosfato de calcio. Por lo que los sulfatos pueden ser una forma de conservar el N en el compost además de la inmovilización de este como  $NH_4$  y  $NO_3$  (Richard *et al.*, 2005; Tubail *et al.*, 2008). Por otra parte, como se ha mencionado el sulfato en exceso puede afectar la oxidación de la MO. Por lo que de presentarse este problema lo recomendable sería estimular la nitrificación completa. La reducción biológica de los sulfatos es a la vez es una forma de eliminar metales pesados (Hwang y Jho, 2018). La reducción de los metales pesados en compost mejora la calidad de este (Yin, 2016). En este estudio se redujeron las cantidades de Cu  $12.96 \text{ mg kg}^{-1}$  (T1) a  $12.86 \text{ mg kg}^{-1}$  (T5), Zn  $99.4 \text{ mg kg}^{-1}$  (T1) a  $92.5 \text{ mg kg}^{-1}$  (T5), Mn  $325.5 \text{ mg kg}^{-1}$  (T1) a  $259.8 \text{ mg kg}^{-1}$  (T5) pero estas no fueron estadísticamente diferentes. Dos grupos principales de bacterias reductoras de sulfato (oxidantes incompletos y completos) dominan el proceso de reducción de sulfato. Pero se requerirá especial atención en la dinámica de las bacterias reductoras de sulfato en la oxidación completa ya que el sulfuro producido en la oxidación incompleta en presencia de  $NO_3$  puede oxidarse de nuevo a sulfato. Se requerirá la reducción asimilativa del sulfato, en la cual el sulfato reducido se asimila en biomasa, proteínas, aminoácidos y cofactores por hongos y microorganismos (Wu, 2017).

## 6.1 CONCLUSIONES

La adición de azufre elemental como acidificante al ser oxidado biológicamente durante el proceso de compostaje reduce el pH, las emisiones de  $\text{NH}_3\text{-N}$  y  $\text{CO}_2\text{-C}$ , y puede mejorar la calidad del compost. La adición de 1% de  $\text{S}^\circ$  en una pila de compostaje puede ser una alternativa viable para el amortiguamiento del pH (8.3) en compost de estiércol bovino. Con este porcentaje de azufre en el material a compostar se reducen las emisiones de  $\text{NH}_3\text{-N}$  en un 60%. Se confirma que la etapa crítica de emisión de amoníaco se presenta durante los primeros 60 días (fase mesófila I y termófila) del proceso de compostaje. La mayor emisión de  $\text{CO}_2\text{-C}$  se observó en pilas con 0.25% de  $\text{S}^\circ$  el cual superó al testigo con  $8.34 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$ . No obstante, se observó una disminución de la emisión de  $\text{CO}_2\text{-C}$  en el tratamiento con la mayor dosis de azufre ( $9.43 \text{ mg kg}^{-1} \text{ cm}^{-2}$ ). Se cuantificó mayor humedad en los tratamientos con  $\text{S}^\circ$ ; sin embargo, ésta se redujo en el tratamiento con 1% de azufre (43.2%) y fue incluso menor que el tratamiento sin  $\text{S}^\circ$  (44.0%). Los tratamientos con el 0.75% de  $\text{S}^\circ$  presentaron las temperaturas más altas. La adición de  $\text{S}^\circ$  no afectó la calidad de producto final en cuanto al contenido de MO, DAp, CE, CIC, CO,  $\text{CaCO}_3$ , macro y micronutrientes. El uso de aditivos como el  $\text{S}^\circ$  puede ser una opción viable cuando se manejan grandes cantidades MO a compostar como en este caso ya que la otra opción que es el uso de agentes carga puede representar gastos mayores al requerirse una cantidad similar al estiércol a compostar. Esto ya dependerá de la disponibilidad del material en la zona.

## 6.2 LITERATURA CITADA

- Ameen, A., J. Ahmad, and S. Raza. 2016. Effect of pH and moisture content on composting of Municipal solid waste. *International Journal of Scientific and Research Publications* 6(5):2250-3153.
- Azim, K., B. Soudi, S. Boukhari, C. Perissol, S. Roussos, and A. I. Thami. 2018. Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic Agriculture* 8(2):141-158.
- Bárbaro, L. A., M. A. Karlanian, y D. Morisigue. 2010. Utilización de azufre micronizado en la corrección del pH de compost de residuos de poda. *Agriscientia* 27(2):125-130.
- Barry, P. H., J. M. de Moor, D. Giovannelli, M. Schrenk, D. R. Hummer, T. López, C. A. Pratt, Y. A. Segura, A. Battaglia, P. Beaudry, et. al. 2019. Forearc carbon sink reduces long-term volatile recycling into the mantle. *Nature* 568:487-492. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1131-5>.
- Brown, T. L., H. E. LeMay, Jr., B. E. Bursten, and J. R. Burdge. 2004. *Química. La ciencia central*. Pearson Educación, México.
- Cáceres, R. K. Malińska, and O. Marfà. 2018. Nitrification within composting: A review. *Waste Management* 72:119-137.
- Carrión, C., R. García De La Fuente, F. Fornes, R. Puchades, and M. Abad. 2008. Acidifying composts from vegetable crop wastes to prepare growing media for containerized crops. *Compost Science & Utilization* 16:20-29. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2008.10702351>.

- Cerda, A., A. Artola, X. Font, R. Barrena, T. Gea, and A. Sanchez. 2018. Composting of food wastes: Status and challenges. *Bioresource Technology* 248:57-67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.133>.
- Chen, Y., J. Cheng, and K. Creamer. 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology* 99(10):4044-4064.
- Cohuo-Colli, J. M., J. Salinas-Ruiz, A. S. Hernández-Cazares, J. V. Hidalgo-Contreras y J. Velasco-Velasco. 2017. El amoníaco en las explotaciones avícolas: efectos sobre las aves y el ambiente. *TECNOCIENCIA Chihuahua* 11(2):82-91.
- Costa, M., H. Lorin, L. Costa, T. Cestonaro, D. Pereira, and F. H. Bernardi. 2016. Performance of four stabilization bioprocesses of beef cattle feedlot manure. *Journal of Environmental Management* 181: 443-448. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.003>.
- Costello, R.C., and D. M. Sullivan. 2014. Determining the pH Buffering Capacity of Compost via titration with dilute sulfuric acid. *Waste Biomass Valor* 5:505-513. <https://doi.org/10.1007/s12649-013-9279-y>.
- Espinosa, M. J., S. Revah y S. Le Borgne. 2010. Rutas metabólicas de oxidación del azufre en bacterias quimiolitotórficas, relevancia ambiental y biotecnología. *Mensaje Bioquímico* 34:103-104.
- García de la Fuente, R., C. Carrión, S. Botella, F. Fornes, and V. Noguera. 2007. Biological oxidation of elemental sulphur added to three composts from different feedstocks to reduce their pH for horticultural purposes. *Bioresource Technology* 98 (18):3561-3569.
- García de la Fuente, R. 2011. Caracterización y uso de compost de alperujo como enmienda orgánica. Evaluación agronómica y medioambiental. "Disminución del pH del compost

de alperujo mediante la adición de azufre elemental”. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de Valencia. España.

Guerrero-Peña, A., G. Córdova-Ballona, E. Carrillo-Ávila y j. j. Obrador-Olán. 2016. Métodos no normalizados para caracterización de abonos orgánicos. *Agroproductividad* 9(12): 57-62.

Guo, R., G. Li, T. Jiang, F. Schuchardt, T. Chen, Y. Zhao, and Y. Shen. 2012. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresource Technology* 112:171-178. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.099>.

Guo, X., Y. Lu, and Q. Li. 2016. Effect of adding flue gas desulphurization gypsum on the transformation and fate of nitrogen during composting. *Compost Science & Utilization* 24(4):230-237. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2015.1135767>.

Holland, E.A., G. P. Robertson, J. Greenberg, P. Groffman, R. Boone, and J. Gosz. 1999. Soil CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> exchange en: Standard soil methods for long-term ecological research. (Eds. G.P. Robertson, C.S. Bledsoe, D.C. Coleman Y P. Sollins, Ed.). Oxford University Press, New York.

Hutchinson, G., and G. P. Livingston. 1993. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes en: Agricultural ecosystem effect on trace gases and global climate change. (L.A. Harper, A.R. Mosier, J.M. Duxbury y D.E. Rolston, Ed.). American Society of Agronomy, Madison.

Hwang, S., and E. Jho. 2018. Heavy metal and sulfate removal from sulfate-rich synthetic mine drainages using sulfate reducing bacteria. *Science of The Total Environment* 635:1308-1316. Doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2018.04.231.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2009. La Antigua, Veracruz de Ignacio de la Llave, Clave geoestadística 30016. Prontuario de información geográfica

- municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Recuperado el 02 de mayo de 2019, de [http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexico cifras/datos-geográficos/30/30016.pdf](http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexico_cifras/datos-geograficos/30/30016.pdf).
- Kenward, M.G., and H. J. Roger. 1997. Small sample inference for fixed effects from restricted maximum likelihood. *Biometrics* 53:983-997.
- Kletzin, A., T. Urich, F. Müller, T. M. Bandejas, and C. M. Gomes. 2004. Dissimilatory oxidation and reduction of elemental sulfur in thermophilic archaea. *J. Bioenergetics and Biomembranes* 36:77. <https://doi.org/10.1023/B:JOB.0000019600.36757.8c>.
- Lin, X. F., G. X. Li, and L. M. Ren. 2008. Effect of FeCl<sub>3</sub> and Ca(H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> as amendments on reducing nitrogen loss during composting. *Journal of Agro-Environment Science* 27(4):1.662 mil-1.666 mil.
- Lira, Ampuero Rhida Elena. 2013. Estudio de la biooxidación de azufre elemental por sulfobacillus thermosulfidooxidans a 45 °C. Memoria para optar al título de ingeniero civil químico e ingeniero civil en biotecnología. Universidad De Chile Facultad De Ciencias Físicas Y Matemáticas Departamento De Ingeniería Química Y Biotecnología. 91 p.
- Maeda, K., D. Hanajima, S. Toyoda, N. Yoshida, R. Morioka, and T. Osada. 2011. Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost. *microbial Biotechnology* 4(6):700-709. Doi: 10.1111/j.1751-7915.2010.00236.x.
- Mahimairaja, S., N. S. Bolan, and M. J. Hedley. 1994. Losses and transformations of nitrogen during composting of poultry manure with different amendments: an incubation experiment. *Bioresource Technology* 47: 265–273. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(94\)90190-2](https://doi.org/10.1016/0960-8524(94)90190-2).
- Marfà, O., J. M. Tort, C. Olivella, R. Cáceres, and F. X. Martínez. 1998. Cattle manure compost as substrate. II - Conditioning and formulation of growing media for cut flower



cultures. Acta Horticulturae 469:305-312.

<https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1998.469.32>.

Nakagawa, S., and K. Takai. 2008. Deep-sea vent chemoautotrophs: diversity, biochemistry and ecological significance: Chemoautotrophy in deep-sea vents. *FEMS Microbiology Ecology* 65(1):1-14. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2008.00502.x>.

Onwosi, C. O., V. C. Igbokwe, J. N. Odimba, I. E. Eke, M. O. Nwankwoala, I. N. Iroh, and L. I. Ezeogu. 2017. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *Journal of Environmental Management* 190:140-157. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>.

Oudart, D., P. Robin, J. Paillat, and E. Paul. 2015. Modelling nitrogen and carbon interactions in composting of animal manure in naturally aerated piles. *Waste Management* 46:588-598. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.044>.

Ramírez, M. 2007. Viabilidad de un proceso para la eliminación conjunta de H<sub>2</sub>S y NH<sub>3</sub> contenido en efluentes gaseosos. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz, España.

Richard, T. K., M. D. Palmer, F. D. Miner Jr., B. E. Miller, and J. D. Harrison. 2005. Chemical amendments and process controls to reduce ammonia volatilization during in-house composting. *Compost Science & Utilization* 13(2):141-149. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2005.10702231>.

Riera, N I., V Della T., P F. Rizzo., M Butti, F., M. Bressan., N Zarate., C Weigandt, y Diana E. C. Crespo. 2014. Evaluación del proceso de compostaje de dos mezclas de residuos avícolas. *FCA Uncuyo*, Vol. 46(1): 195-203.

Roig, A. C., M. L. Cayuela, and M. A. Sánchez-Monedero. 2004. The use of elemental sulphur as organic alternative to control pH during composting of olive mill wastes. *Chemosphere* 57:1099-1105. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.08.024>.

- Rui, G., Guoxue Li, Tao Jiang, Frank Schuchardt, Tongbin Chen, Yuanqiu Zhao and Yujun Shen. 2012. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost, *Bioresource Technology*. Vol. 112: 171-178. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.099>.
- Ruiz, F. J. F. 2009. *Ingeniería del Compostaje*. Universidad Autónoma Chapingo.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural). 2007. Norma Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2007. Humus de lombriz (lombricomposta) -especificaciones y métodos de prueba. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Diario Oficial de la Federación, México.
- Salazar-Sosa, E., H. I. Trejo-Escareño, C. Vázquez-Vázquez, J. D. López-Martínez, M. Fortis-Hernández, R. Zuñiga-Tarango y J. P. Amado-Álvarez. 2009. Distribución de nitrógeno disponible en suelo abonado con estiércol bovino en maíz forrajero. *Terra Latinoamericana* 27(4): 375.
- Sánchez-Monedero, M.A, Roig A, Paredes C, and Bernal M.P. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresour Technol.* 78(3):301-8.
- Thompson, M. L. and F.R. Troeh. 1998. *Los suelos y su fertilidad*. Cuarta edición. Editorial Reverte, Barcelona-Bogotá-Buenos Aires-Caracas-México.
- Tubail, K., L. Chen, F. C. Michel Jr., H. M. Keener, J. F. Rigot, M. Klingman, D. Kost, and W. A. Dick. 2008. Gypsum additions reduce ammonia nitrogen losses during composting of dairy manure and biosolids, *Compost Science & Utilization* 16(4):285-293. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2008.10702390>.

- Velasco-Velasco, J., y B. Figueroa-Sandoval, R. Ferrera-Cerrato, A. Trinidad-Santos, y J. Gallegos-Sánchez. 2004. "CO<sub>2</sub> y dinámica de poblaciones microbianas en composta de estiércol y paja con aireación". *Terra Latinoamericana* 22(3):307-316.
- Velasco-Velasco, J., R. Ferrera-Cerrato, J. J. Almaraz-Suárez, and R. Parkinson. 2016. Emisión de amoníaco durante los procesos de compostaje y vermicompostaje: aspectos prácticos y aplicados. *Agroproductividad* 9:45-51.
- Wade, L.G. 2011. *Química orgánica*. Pearson Educación, México.
- Wu, Y. 2017. Water and wastewater purification using periphyton. *Periphyton* 107-135. Doi: 10.1016/B978-0-12-801077-8.00004-1.
- Yin, Y. W. Song, J. Gu, K. Zhang, X. Qian, X. Zhang, Y. Zhang, Y. Li, and X. Wang. 2016. Effects of copper on the abundance and diversity of ammonia oxidizers during dairy cattle manure composting. *Bioresource Technology* 221:181-187. Doi: 10.1016/J.BIORTECH.2016.09.016.
- Yuan, J., D. Zhang, L. Du, F. Yang, G. Li, and Y. Luo. 2019. Effect of woody peat as an additive on maturity and gaseous emissions during pig manure composting. *Compost Science & Utilization* 27(2):69-80. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2018.1507850>.
- Zafari, A., and M. H. Kianmehr. 2013. Application of densification process in organic waste management. *Waste Management & Research* 31(7):684-691. <https://doi.org/10.1177/0734242X13484191>.
- Zhang, H., G. Li, J. Gu, G. Wang, Y. Li, and D. Zhang. 2016. Influence of aeration on volatile sulfur compounds (VSCs) and NH<sub>3</sub> emissions during aerobic composting of kitchen waste. *Waste Management* 58:369-375. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.08.022>.

## CONCLUSIONES GENERALES

Esta investigación amplia el conocimiento en cuanto al compostaje de residuos con alto contenido de nitrógeno amoniacal, comprobando que el uso de aditivos ácidos como el  $S^{\circ}$  y su posterior oxidación biológica durante el compostaje de estiércol bovino puede reducir el nivel de pH a la vez que se reducen también las emisiones de  $NH_3-N$ . Si bien esta reducción de  $NH_3-N$  no significaría un aumento en la cantidad de  $NO_3$  este se estaría conservando en el compost en un compuesto de importancia agronómica como el sulfato de amonio. Es importante mencionar que la fase en la que se adicione el  $S^{\circ}$  puede ser un factor importante y a tomar en cuenta ya que si el  $S^{\circ}$  se adiciona desde el inicio (Fase mesofila I) este puede contribuir a la reducción de emisiones de  $NH_3-N$  y la nitrificación por otra parte si se adiciona en una de las fases finales (mesofila II) podría reducir el pH de manera significativa al final del proceso de compostaje. Al igual el contenido de humedad del material será menor conforme se aumenten las concentraciones de  $S^{\circ}$ . Esta investigación demuestra que la dinámica de pH puede ser influenciada por diferentes factores y a la vez el pH puede afectar diferentes parámetros químicos, físicos y biológicos de diferentes maneras. Con un estudio más amplio de en los diferentes tiempos de adición y mayores dosis de  $S^{\circ}$  podrían obtenerse resultados que mejoren la calidad del producto final como la nitrificación completa, reducción de  $CO_2-C$  y reducción de metales pesados.