

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIHUAHUA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGROTECNOLÓGICAS**



**MODELAJE DE MINERALIZACIÓN Y HUMIFICACIÓN DE LA  
MATERIA ORGÁNICA EN SISTEMAS DE TRANSFORMACIÓN  
CONTROLADA**

**TESIS  
QUE PRESENTA**

**ROCÍO SÁNCHEZ ROSALES**

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO  
DOCTOR EN CIENCIAS HORTOFRUTÍCOLAS**

**CHIHUAHUA, CHIH., DICIEMBRE DE 2019**

**TÍTULO DE LA TESIS**

**MODELAJE DE MINERALIZACIÓN Y HUMIFICACIÓN DE LA  
MATERIA ORGÁNICA EN SISTEMAS DE TRANSFORMACIÓN  
CONTROLADA**

**LINEA DE INVESTIGACIÓN**

**SISTEMAS DE PRODUCCIÓN HORTOFRUTÍCOLA**

**DISCIPLINA**

**HORTOFRUTICULTURA**



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIHUAHUA  
FACULTAD DE CIENCIAS AGROTECNOLOGICAS

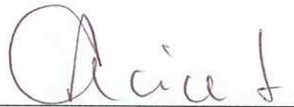
Los que suscriben, certifican que han leído y recomiendan a la Facultad de Ciencias Agrotecnológicas la aceptación de la tesis de Doctorado titulada: **“MODELAJE DE MINERALIZACIÓN Y HUMIFICACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN SISTEMAS DE TRANSFORMACIÓN CONTROLADA”**.

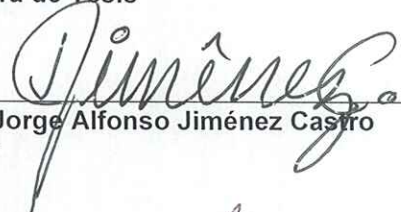
Realizada por: **ROCÍO SÁNCHEZ ROSALES**

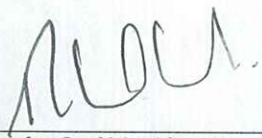
Como cumplimiento parcial de los requerimientos para obtener el grado de **DOCTOR EN CIENCIAS**

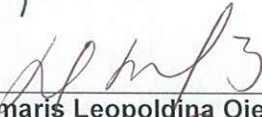
Ratifican que las firmas son verdaderas:

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Damian Aaron Porras Flores  
Director

  
\_\_\_\_\_  
D. Ph. Ofelia Adriana Hernández  
Rodríguez  
Directora de Tesis

  
\_\_\_\_\_  
Ph. D. Jorge Alfonso Jiménez Castro  
Asesor

  
\_\_\_\_\_  
M. C. Ramón Saúl Luján Aguirre  
Secretario de Investigación y Posgrado

  
\_\_\_\_\_  
Dra. Dámaris Leopoldina Ojeda Barrios  
Asesora

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Rafael Ángel Parra Quezada  
Asesor

13-Dic-2019  
\_\_\_\_\_  
Fecha

  
\_\_\_\_\_  
Dra. Graciela Dolores Ávila Quezada  
Asesora




UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIHUAHUA  
FACULTAD DE CIENCIAS AGROTECNOLÓGICAS


Those who subscribe, certify that they have read and recommend to the Department of Agrotechnological Sciences the acceptance of the thesis entitled: **“MODELING OF MINERALIZATION AND HUMIFICATION INDICATORS OF ORGANIC MATTER IN CONTROLLED TRANSFORMATION SYSTEMS”**.

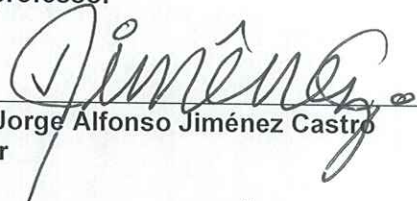
Submitted by: **ROCÍO SÁNCHEZ ROSALES**

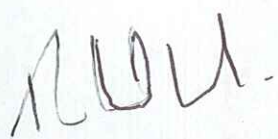
In partial fulfillment of the requirements to obtain the degree of **DOCTOR OF SCIENCE**

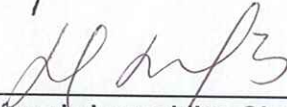
Ratify that signatures are real:

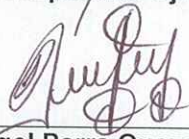
  
\_\_\_\_\_  
Dr. Damián Aaron Porras Flores  
Director

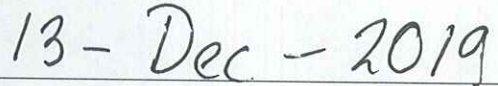
  
\_\_\_\_\_  
D. Ph. Ofelia Adriana Hernández  
Rodríguez  
Major-professor

  
\_\_\_\_\_  
Ph. D. Jorge Alfonso Jiménez Castro  
Advisor

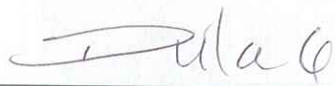
  
\_\_\_\_\_  
M. C. Ramón Saúl Luján Aguirre  
Secretario de Investigación y Posgrado

  
\_\_\_\_\_  
Dra. Dámaris Leopoldina Ojeda Barrios  
Advisor

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Rafael Ángel Parra Quezada  
Advisor

  
\_\_\_\_\_  
13 - Dec - 2019

Fecha

  
\_\_\_\_\_  
Dra. Graciela Dolores Ávila Quezada  
Advisor



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIHUAHUA  
FACULTAD DE CIENCIAS AGROTECNOLOGICAS

Los que suscriben, miembros del Cuerpo Académico UACH-CA-17 HORTOFRUTICULTURA, hemos fungido como parte integral en la asesoría de ROCÍO SÁNCHEZ ROSALES durante el desarrollo y conclusión del trabajo de Investigación: “MODELAJE DE MINERALIZACIÓN Y HUMIFICACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN SISTEMAS DE TRANSFORMACIÓN CONTROLADA”.

Dra. Dámaris Leopoldina Ojeda Barrios  
Responsable CA-17

D. Ph. Ofelia Adriana Hernández  
Rodríguez  
Integrante

Dr. Rafael Ángel Parra Quezada  
Integrante

13 - Dic - 2019

Fecha

Dra. Graciela Dolores Ávila Quezada  
Integrante

Cd. Universitaria s/n Campus 1  
Chihuahua, Chih., México C.P. 31310  
Tel. y Fax (614) 4391844 y 4391845  
[www.faciatec.uach.mx](http://www.faciatec.uach.mx)

## Agradecimientos

*“Nadie educa a nadie, nadie se educa a si mismo,  
las personas se educan entre sí con la mediación del mundo.”*

P Freire

Una permanente gratitud a la Dra. O. Adriana Hernández Rodríguez, por su orientación y acompañamiento.

Un reconocimiento especial al Dr. Jorge Alfonso Jiménez Castro, quien ha sido un pilar fundamental en esta investigación.

Agradezco también al cuerpo de asesores constituido por la Dra. Dámaris Ojeda, Dra. Graciela Ávila y Dr. Rafael Parra, quienes mantuvieron una puntual atención a este proceso formativo.

La vida es una experiencia luminosa y la contribución de quienes nos acompañan nunca podrá ser dimensionada en su justa medida, por eso mismo es un honor mencionar a quienes han iluminado este camino: A Guillermo, Emilio y Matías en primer lugar; a Ventu, Dulce, Luzmy, Paty, Yoli y Felis porque recordamos los cumpleaños; a la Dra. Teresita Ruiz Anchondo quien es mi inspiración por su inagotable generosidad y perseverancia; a Juan, Meche, Armando, Ara y Belisario por su presencia infinita; a la Dra. Citlalli Noperi y al Maestro Iván Sol por su lealtad; a la Dra. Rosa Yáñez y al personal del laboratorio de suelos, por su apoyo; a la Dra. Nuvia Orduño, por sus peculiares tentepiés; al MC René Olace, por mantener funcional el equipo de cómputo; al Dr. Mauricio Arroyo, por compartir la materia orgánica; a la Lic. Paola Morelli, por su sororidad; a la Dra. Ramona Pérez por ser Madrina; al Dr. César Rivera por sus consejos; a mi familia UNAH formada por la Dra. Mayra Arteaga, la Dra. Dariellis Martínez-Balmori, la MC Helen Boavides, el MC Rafael Prieto y el Dr. Iván Castro, porque son comunitarios y en la distancia marchan a un costado.

También es menester agradecer al CONACYT por el soporte material de esta investigación, así como al personal académico, administrativo y laboral de la UACH y FACIATEC, quienes se han destacado por su profesionalismo.

Aprovecho para hacer un inconmensurable reconocimiento a la FMVZ de la UNAM, por ser constructora de la formación profesional y del sentido de pertenencia de la comunidad universitaria mexicana de la que humildemente formo parte.

## DEDICATORIA

A la Chiniatito, por tanto, tanto y tanto...

A mi Papá.



## ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS .....	I
DEDICATORIA.....	III
ÍNDICE .....	IV
ÍNDICE DE CUADROS .....	IX
ÍNDICE DE FIGURAS .....	XIII
RESUMEN .....	XVII
ABSTRACT .....	XIX
I INTRODUCCIÓN .....	1
1.1 Objetivo General.....	2
1.2 Objetivos Específicos .....	2
1.3 Hipótesis.....	3
II REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1 Antecedentes.....	4
2.2 Transformación de la Materia Orgánica.....	5
2.3 Mineralización.....	6
2.3.1 Evaluación de la mineralización .....	7
2.3.1.1 Temperatura .....	8
2.3.1.2 Respirimetría .....	9
2.3.1.3 pH.....	10
2.3.1.4 Conductividad eléctrica.....	11
2.3.1.5 Nitratos .....	12
2.3.1.6 Relación C/N.....	13
2.3.1.7 Índice de germinación.....	13

2.3.1.8 Actividad enzimática .....	14
2.4 Humificación .....	15
2.4.1 Formación de sustancias húmicas .....	16
2.4.1.1 Sucesión .....	17
2.4.1.2 Policondensación.....	18
2.4.1.3 Neosíntesis bacteriana .....	19
2.4.2 Extracción de las fracciones húmicas .....	19
2.4.3 Estructura molecular de la fracción húmica.....	20
2.4.4 Parámetros de humificación .....	23
2.4.4.1. Carbono extraíble .....	24
2.4.4.2. Carbono de la fracción fúlvica.....	24
2.4.4.3. Carbono de la fracción húmica .....	24
2.4.4.4. Índice de humificación .....	25
2.4.4.5. Relación de humificación .....	25
2.4.4.6. Coeficiente óptico $E_4/E_6$ .....	26
III MATERIALES Y METODOS .....	27
3.1 Descripción del Área de Estudio.....	27
3.2 Residuos Orgánicos.....	27
3.3 Manejo de Sistemas de Transformación.....	28
3.4 Tratamientos Establecidos.....	28
3.5 Muestreos .....	29
3.6 Variables Evaluadas .....	30
3.6.1 Variables físicas .....	30
3.6.1.1 Temperatura de los reactores.....	30

3.6.1.2 Sólidos totales .....	30
3.6.1.3 Volumen del contenido de la materia orgánica en el reactor .....	31
3.6.1.4 Densidad.....	32
3.6.1.5 Contenido de retención de agua.....	32
3.6.1.6 Tamaño de la partícula .....	33
3.6.2 Variables químicas .....	33
3.6.2.1 Nitrógeno total (Nt) .....	33
3.6.2.2 Concentración de nitratos (N-NO <sub>3</sub> ) .....	34
3.6.2.3 Carbono orgánico total (COT).....	34
3.6.2.4 Relación C/N.....	35
3.6.2.5 Potencial hidrógeno (pH) .....	35
3.6.2.6 Conductividad eléctrica.....	36
3.6.2.7 Extracción de sustancias húmicas.....	36
3.6.2.8 Contenido de carbono extraíble.....	37
3.6.2.9 Contenido de la fracción fúlvica .....	37
3.6.2.10 Relación de humificación .....	38
3.6.2.11 Determinación del coeficiente óptico E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub> .....	38
3.6.3 Variables biológicas .....	39
3.6.3.1 Índice de germinación.....	39
3.6.3.2 Dinámica poblacional de <i>E. fetida</i> en vermicompostaje.....	40
3.7 Diseño Experimental.....	40
3.8 Análisis Estadístico.....	41
IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	43
4.1 Tendencias de los Indicadores Físicos, Químicos y Biológicos de la Materia Orgánica Durante el Tiempo en Tres Sistemas de Transformación Controlada....	43

4.1.1 Indicadores físicos.....	43
4.1.1.1 Temperatura .....	43
4.1.1.2 Volumen.....	45
4.1.1.3 Densidad.....	47
4.1.1.4 Retención de agua.....	49
4.1.1.5 Tamaño de las partículas.....	51
4.1.2 Indicadores químicos .....	54
4.1.2.1 Carbono orgánico total .....	54
4.1.2.2 Nitrógeno total .....	56
4.1.2.3 Relación C/N.....	58
4.1.2.4 pH.....	60
4.1.2.5 Conductividad eléctrica.....	62
4.1.2.6 Nitratos .....	64
4.1.2.7 Carbono extraíble .....	66
4.1.2.8 Contenido del carbono de la fracción fúlvica .....	68
4.1.2.9 Relación de humificación.....	70
4.1.2.10 Coeficiente óptico $E_4/E_6$ .....	72
4.1.3 Indicadores biológicos.....	74
4.1.3.1 Índice de germinación.....	74
4.1.3.2 Dinámica poblacional de <i>E. fetida</i> .....	76
4.2 Indicadores de Intensidad de Mineralización y Humificación y Generación de los Modelos en Tres Sistemas de Transformación Controlada.....	78
4.2.1 Indicadores de intensidad de mineralización y humificación y generación de los modelos en el sistema de vermicompostaje .....	78

4.2.1.1	Indicadores de intensidad de mineralización y generación del modelo en el sistema de vermicompostaje.....	78
4.2.1.2	Indicadores de intensidad de humificación y generación del modelo en el sistema de vermicompostaje.....	83
4.2.1.3	Consideraciones sobre los procesos de transformación de la materia orgánica en el sistema de vermicompostaje .....	87
4.2.2	Indicadores de intensidad de mineralización y humificación y generación de los modelos en el sistema de semicompostaje .....	90
4.2.2.1	Indicadores de intensidad de mineralización y generación del modelo en el sistema de semicompostaje .....	90
4.2.2.2	Indicadores de intensidad de humificación y generación del modelo en el sistema de semicompostaje.....	93
4.2.2.3	Consideraciones sobre los procesos de transformación de la materia orgánica en el sistema de semicompostaje .....	97
4.2.3	Indicadores de intensidad de mineralización y humificación y generación de los modelos en el sistema de compostaje.....	99
4.2.3.1	Indicadores de Intensidad de mineralización y generación del modelo en el sistema de compostaje .....	99
4.2.3.2	Indicadores de Intensidad de humificación y generación del modelo en el sistema de compostaje .....	103
4.2.3.3	Consideraciones sobre los procesos de transformación de la materia orgánica en el sistema de compostaje.....	106
V	CONCLUSIONES .....	109
VI	LITERATURA CITADA.....	112

## ÍNDICE DE CUADROS

<b>Número de Cuadro</b>	<b>Título</b>	<b>Página</b>
1	Caracterización de los materiales originales	27
2	Muestreos realizados durante el experimento por día de transformación y fecha	29
3	Medias y sus desviaciones del volumen de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	46
4	Medias y sus desviaciones de la densidad ( $\text{g/cm}^3$ ) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	48
5	Medias y sus desviaciones de la retención de agua (%) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	50
6	Medias y sus desviaciones de la proporción del tamaño de las partículas (%) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	53
7	Medias y sus desviaciones del contenido de carbono orgánico total (%) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	55
8	Medias y sus desviaciones de los contenidos de nitrógeno total (%) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el	57

	tiempo de transformación	
9	Medias y sus desviaciones de los valores de la relación C/N de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	59
10	Medias y sus desviaciones de los valores del pH de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	61
11	Medias y sus desviaciones de los valores de la conductividad eléctrica ( $\text{dSm}^{-1}$ ) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	63
12	Medias y sus desviaciones del contenido de nitratos ( $\text{mg/Kg}$ ) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	65
13	Medias y sus desviaciones del contenido de carbono extraíble ( $\text{mg/g}$ ) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	67
14	Medias y sus desviaciones de los contenidos de carbono de la fracción fúlvica ( $\text{mg/g}$ ) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	69
15	Medias y sus desviaciones de los valores de la relación de humificación de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	71

16	Medias y sus desviaciones de los valores del coeficiente óptico $E_4/E_6$ de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	73
17	Medias y sus desviaciones del índice de germinación (%) en la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	75
18	Medias y sus desviaciones del número de organismos ( <i>E. fetida</i> ) por litro de materia orgánica durante el tiempo de vermicompostaje	77
19	Matriz de correlación de los indicadores seleccionados para mineralización de la materia orgánica sometida a vermicompostaje en el tiempo ajustado	79
20	Eigenvalor y eigenvector del primer componente principal del día 1 a los 112 de mineralización en el sistema de vermicompostaje	80
21	Matriz de correlación de los indicadores seleccionados para humificación de la materia orgánica sometida a vermicompostaje en el tiempo ajustado	83
22	Eigenvalor y eigenvector del primer componente principal del día 1 a los 112 de humificación en el sistema de vermicompostaje	85
23	Matriz de correlación de los indicadores seleccionados para mineralización de la materia orgánica sometida a semicompostaje en el tiempo ajustado	89
24	Eigenvalor y eigenvector del primer componente principal del día 1 a los 84 de mineralización en el sistema de	90



	semicompostaje	
25	Matriz de correlación de los indicadores seleccionados para humificación de la materia orgánica sometida a semicompostaje en el tiempo ajustado	93
26	Eigenvalor y eigenvector del primer componente principal de los 28 a los 196 días de humificación en el sistema de semicompostaje	94
27	Matriz de correlación de los indicadores seleccionados para mineralización de la materia orgánica sometida a compostaje en el tiempo ajustado	98
28	Eigenvalor y eigenvector del primer componente principal del día 1 a los 112 de mineralización en el sistema de compostaje	100
29	Matriz de correlación de los indicadores seleccionados para humificación de la materia orgánica sometida a compostaje en el tiempo ajustado	102
30	Eigenvalor y eigenvector del primer componente principal de los 28 a los 196 días de humificación en el sistema de compostaje	103

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Número de Figura</b>	<b>Título</b>	<b>Página</b>
1	Fases de transformación de la materia orgánica	5
2	Descomposición de la materia orgánica, rutas de humificación	18
3	Extracción de la fracción húmica por el método analítico de solubilidad	20
4	Estructura molecular de las sustancias húmicas	21
5	Modelo de la molécula húmica unida a óxido hidratado	23
6	Variación de la temperatura ambiental y de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	43
7	Volumen (%) del contenido de la materia orgánica en los reactores sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	45
8	Densidad (g/cm <sup>3</sup> ) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	47
9	Retención de agua (%) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	49
10	Proporción del tamaño de las partículas (%) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	51
11	Variación del contenido del carbono orgánico total (COT), en	54

	porcentaje, de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	
12	Variación del contenido del Nitrógeno total (Nt), en porcentaje, de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	56
13	Variación de la relación Carbono/Nitrógeno de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	58
14	Variación del valor de pH de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	60
15	Variación de los valores de conductividad eléctrica (CE) en $\text{dS m}^{-1}$ , de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	62
16	Variación del contenido de Nitratos ( $\text{N-NO}_3$ ) en $\text{mg/Kg}^{-1}$ , de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	64
17	Variación del contenido del carbón extraíble (CEX) en $\text{mg/g}$ de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	66
18	Variación del contenido del carbón de la fracción fúlvica (CFF) en $\text{mg/g}$ de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	68

19	Variación de la relación de humificación (RH) en porcentaje de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	70
20	Variación de la relación del coeficiente óptico $E_4/E_6$ de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	72
21	Variación del Índice de germinación (IG) en porcentaje, de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación	74
22	Variación de la dinámica poblacional de <i>E. fetida</i> por etapas de desarrollo de la materia orgánica sometida a vermicompostaje	76
23	Intensidad de mineralización de la materia orgánica sometida a vermicompostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado	81
24	Intensidad de humificación de la materia orgánica sometida a vermicompostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado	86
25	Intensidad de transformación de la materia orgánica sometida a vermicompostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado	87
26	Intensidad de mineralización en la materia orgánica sometida a semicompostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado	91
27	Intensidad de humificación en la materia orgánica sometida a semicompostaje con los indicadores seleccionados y en el	95

	tiempo ajustado	
28	Intensidad de transformación de la materia orgánica sometida a semicompostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado	97
29	Intensidad de mineralización en la materia orgánica sometida a compostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado	101
30	Intensidad de humificación en la materia orgánica sometida a compostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado	104
31	Intensidad de transformación de la materia orgánica sometida a compostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado	106

## RESUMEN

La mineralización y humificación son procesos que participan en la transformación de la materia orgánica (MO) y definen en mucho, las características de los productos. Sin embargo, debido a la amplia variabilidad y complejidad de dichos procesos no existe un criterio único que permita realizar su diagnóstico, dificultando su evaluación y entendimiento. El modelaje estadístico es una herramienta que ha permitido comprender la dinámica y participación de los residuos orgánicos durante su transformación a partir de la interacción de diferentes indicadores, por lo que el objetivo de esta investigación fue modelar los procesos de mineralización y humificación de la MO en sistemas de transformación controlada. Se estableció un experimento con una mezcla de aserrín de pino y estiércol bovino sometida a tres sistemas de transformación: compostaje (CP), vermicompostaje (VC) y semicompostaje (SC), durante 196 días, en que se realizaron ocho muestreos con una periodicidad de 28 días, para determinar parámetros físicos, químicos y biológicos. Los valores de dichos indicadores fueron sometidos a análisis de matriz de correlación y de componentes principales, diferenciando por sistema y por tiempo. El modelaje de los procesos de transformación de la MO permitió establecer la intensidad de mineralización desde el día 1 hasta los 84 días en SC y desde el día 1 a los 112 días en VC y CP, mientras que para la humificación fue de los 28 a los 196 días en SC y CP, en tanto que para VC fue del día 1 a los 112 por lo que se puede considerar que los procesos se desarrollaron de manera simultánea. Destacaron como indicadores de mineralización en los tres sistemas el carbono orgánico total, índice de germinación, conductividad eléctrica, nitratos, relación de moléculas alifáticas sobre las aromáticas y volumen, en cuanto a los indicadores de humificación, en los tres sistemas fueron el carbono orgánico total, la relación de moléculas alifáticas sobre las aromáticas y la relación de humificación. La intensidad de mineralización presentó estabilización con el tiempo en VC y SC, en el CP el incremento fue de manera constante, de igual manera ocurrió con la intensidad de humificación. El modelaje de los procesos de mineralización y humificación puede

aportar información sobre los tiempos, insumos y productos de la materia orgánica sometida a sistemas de transformación controlada.

(Palabras clave: Vermicompostaje, semicompostaje, compostaje)

## ABSTRACT

Mineralization and humification are processes that participate on transformation of organic matter (OM) and define characteristics of products. However, due to wide variability and complexity of these processes, there is no single criterion that allows diagnosis, making evaluation and understanding difficult. Statistical modeling is a tool that has allowed us to understand dynamics and participation of organic waste during its transformation from interaction of different indicators, so the objective of this research was to model processes of mineralization and humification of OM in controlled transformation systems. An experiment was established with a mixture of pine sawdust and bovine manure under three transformation systems: composting (CP), vermicomposting (VC) and semi-composting (SC) during 196 days, eight samples were taken every 28 days to determine physical, chemical and biological parameters. Values of analyzes were subjected to correlation matrix analysis and principal components analysis, differentiating by system and time. The modeling of the mineralization and humification processes allowed to establish intensity of mineralization from day 1 to 84 days in SC and from day 1 to 112 days in VC and CP, while humification intensity was from 28 to 196 days in three systems, so it can be considered that processes developed simultaneously, although according to abundance of indicators, mineralization preceded humification. Mineralization indicators in three systems highlighted total organic carbon, germination index, electrical conductivity, nitrates, ratio of aliphatic over aromatics molecules, and volume, while humification indicators in all three systems exceeded total organic carbon, the ratio of aliphatic over aromatic molecules, and humification ratio. Intensity of mineralization showed stabilization over time in VC and SC, on CP increase was constant, in same way it happened with tintensity of humification. The modeling of the mineralization and humification processes can provide information about time, inputs and products of organic matter subjected to controlled transformation systems.

(Keywords: Vermicomposting, semi-composting, composting)



## I INTRODUCCIÓN

El principal factor en el control de la capacidad del recurso suelo para mantener la productividad agrícola, la calidad ambiental y la sustentabilidad social es la MO (Manlay *et al.*, 2007). Desde el punto de vista productivo y sus efectos en la calidad del suelo, la dinámica de la MO total aporta muy poco para el estudio de los efectos de las prácticas agronómicas (Tan *et al.*, 2007), ya que representa un sistema complejo de sustancias en constante estado de transformación cuya dinámica es gobernada por el aporte de residuos orgánicos (RO) de diversa naturaleza y por la transformación continua a través de indicadores biológicos, químicos y físicos. Además, la desintegración engloba a su vez dos procesos simultáneos: por un lado la mineralización en la que predomina la descomposición rápida de los componentes lábiles de la MO, quedando en su mayoría moléculas simples y una proporción menor de moléculas complejas o recalcitrantes (Cai *et al.*, 2018); por otro lado, el proceso de humificación, en el que compuestos producidos en la mineralización son polimerizados por microorganismos específicos (Nicolaescu y BIPÃ, 2009). Se ha afirmado que estas etapas ocurren de manera simultánea, pero es el tipo y la abundancia de compuestos específicos lo que diferencia la mineralización de la humificación (Sable *et al.*, 2019). Actualmente ha cobrado interés desarrollar información sobre los procesos de mineralización, dada su importancia en la disponibilidad de nutrientes aprovechables por los cultivos (Kleber *et al.*, 2011), así como de la humificación, por contribuir en la mejora de las características de los suelos (Tsang *et al.*, 2013; Omar *et al.*, 2014).

Para lograr separar los procesos se debe tener en cuenta cuáles son los factores que intervienen en cada uno de ellos. La mineralización se ha valorado frecuentemente a partir de parámetros químicos como el contenido de moléculas orgánicas simples, tal es el caso del bióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), relación C/N; parámetros biológicos como la actividad microbiológica y parámetros físicos como la temperatura de la mezcla (Bazrafshan *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2017), la reducción del tamaño de las partículas (Zhao *et al.*, 2012) la disminución del volumen y la pérdida de agua (Khatua *et al.*, 2018). Por otro lado, la

evolución y estructura de las sustancias húmicas (SH) ha sido un tema controversial, debido a que depende de factores ambientales, de las condiciones de manejo de los sistemas de transformación de la MO y del tipo de residuo que constituye el sustrato para la humificación (Yu *et al.*, 2019), razón por la que se ha afirmado que la humificación es un proceso azaroso y variable, que se ha estimado a partir de la medición del carbono (C) humificado (Chen *et al.*, 2017).

Sin embargo, la evaluación de las etapas de mineralización y humificación de la MO durante su transformación es muy compleja (Bonanomi *et al.*, 2019). Además, no existe un parámetro único que permita elaborar un diagnóstico sobre el proceso de transformación (Jiménez *et al.*, 2008), razón por la que se han desarrollado herramientas estadísticas que han permitido entender la dinámica de la MO durante los procesos de degradación, a partir de la interacción de diferentes indicadores (Komilis y Tziouvaras, 2009) o por la correlación entre variables independientes (Gil *et al.*, 2018). Dada la diversidad de residuos, condiciones ambientales, así como sistemas de transformación, aún existe un gran debate sobre las características de la transformación de la MO (Ho *et al.*, 2010), por lo que la presente investigación pretende contribuir en el reconocimiento y la correlación entre indicadores de mineralización y humificación en el tiempo, de una mezcla de aserrín de pino y estiércol bovino sometidos a tres sistemas de transformación controlada.

## **1.1 Objetivo General**

Modelar los procesos de mineralización y humificación de la materia orgánica en tres sistemas de transformación controlada.

## **1.2 Objetivos Específicos**

Determinar las tendencias de los indicadores físicos, químicos y biológicos de la materia orgánica durante el tiempo en tres sistemas de transformación controlada.

Modelar los procesos de mineralización y humificación de la materia orgánica en tres sistemas de transformación controlada, por medio de las acciones siguientes:

Identificar los indicadores físicos, químicos y biológicos relacionados con los procesos de mineralización y humificación de la materia orgánica en tres sistemas de transformación controlada.

Describir la intensidad de mineralización y humificación de la materia orgánica durante el tiempo en tres sistemas de transformación controlada.

Definir los insumos de la mineralización y humificación de la materia orgánica durante el tiempo en tres sistemas de transformación controlada.

Definir los productos de la mineralización y humificación de la materia orgánica durante el tiempo en tres sistemas de transformación controlada.

### **1.3 Hipótesis**

Los cambios de la materia orgánica sometida a sistemas de transformación controlada pueden relacionarse con la abundancia de insumos y productos durante la mineralización y humificación.

El modelaje de los procesos de mineralización y humificación de la materia orgánica sometida a sistemas de transformación controlada, permite identificar los indicadores involucrados y relacionarlos con los insumos y productos de cada proceso.

## II REVISIÓN DE LITERATURA

### 2.1 Antecedentes

La aplicación de MO a los suelos ha sido una estrategia eficiente para mejorar sus propiedades físicas, químicas y biológicas, así como su fertilidad (Ye *et al.*, 2019); sin embargo, la integración de residuos orgánicos a los suelos no garantiza una mejora en sus características, debido a que durante la fase de descomposición son liberados compuestos que impactan negativamente en el ambiente (Ho *et al.*, 2010), de ahí que se afirma que la MO debe ser sometida a procesos de descomposición controlada para beneficiar a los cultivos (Cui *et al.*, 2017), contribuir en la reducción de contaminantes (Killi y Kavdir 2013) y compuestos fitotóxicos (Ho *et al.*, 2010).

Los sistemas aeróbicos de descomposición controlada han demostrado abatir riesgos de contaminación y obtener productos de calidad agronómica (Albuquerque *et al.*, 2009). Los sistemas de transformación aeróbica destacan por su capacidad para generar productos de calidad, como vermicompost, semicompost y compost (Castillo *et al.*, 2010; Martínez-Balmori *et al.*, 2014; Cesaro *et al.*, 2019), por lo que la aplicación de productos elaborados por estos sistemas permite mantener la fertilidad del suelo y reducir el impacto negativo en el ambiente (Bhat *et al.* 2017).

Los abonos orgánicos se han caracterizado por promover el crecimiento de las plantas (Hernández-Rodríguez *et al.*, 2017), estimular el metabolismo vegetal, facilitar una mayor absorción de nutrientes incrementar las actividades enzimáticas o fotosintéticas, elevar la permeabilidad de la membrana (Mora *et al.*, 2010), también se ha relacionado con aumento neto en el brote y el peso seco de la raíz (Hameed *et al.*, 2018).

## 2.2 Transformación de la Materia Orgánica

El proceso de transformación de la MO es multidireccional y dinámico, como se representa en la Figura 1, en una primera fase de descomposición domina la mineralización rápida de los componentes lábiles y en una fase posterior prevalece la humificación (Nicolaescu y BIPÃ, 2009) aunque la mineralización todavía ocurre pero se ralentiza debido a la acumulación de moléculas recalcitrantes (Zech *et al.*, 1997).

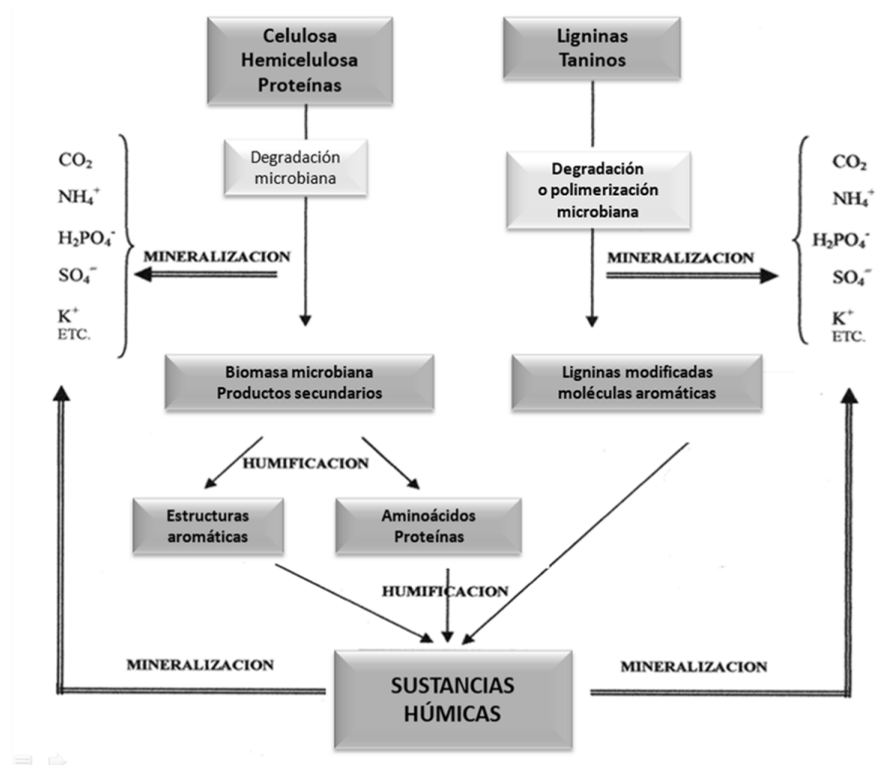


Figura 1. Fases de transformación de la materia orgánica. Tomado de Piccolo *et al.* (2018).

Durante la mineralización los microorganismos descomponedores actúan sobre los constituyentes originales, que son degradados y depolimerizados, generando moléculas simplificadas, de formas inorgánicas solubles o gaseosas (Gobat *et al.* 2010; Figueroa *et al.*, 2017). En la humificación la fracción de la MO que no fue mineralizada por acción de los microorganismos, es sometida a reacciones bioquímicas de resíntesis y polimerización dando lugar a compuestos

macromoleculares complejos y condensados conocidos como “sustancias húmicas” (Canellas *et al.*, 2008).

### **2.3 Mineralización**

La mineralización primaria es el proceso de descomposición de la MO que se presenta en los estadios iniciales de la transformación, es la consecuencia de la actividad enzimática propia de la degradación celular (Biely *et al.*, 2016), y el material resultante es sustrato de diversos organismos (Antunes *et al.*, 2016). El efecto de esta transformación inicial es la fragmentación y reducción de la dimensión de las partículas, lo que aumenta la actividad microbiana (Domínguez y Edwards, 2011), las partículas grandes tienen un área de superficie total más reducida, por lo que son menos accesibles para los microorganismos que las partículas más finas (Lata Verma y Marschner, 2013), además la dinámica y sucesión microbiológica se desarrollan de manera diferenciada debido al tipo de sustrato presente durante el proceso de transformación (Wang *et al.*, 2018; Wei *et al.*, 2018).

Se ha observado que los hongos crean condiciones para el establecimiento de otros microorganismos y de esta manera aceleren la descomposición de la MO, debido a que rompen las moléculas de lignina, celulosa y hemicelulosa, quedando expuestas moléculas frágiles, como carbohidratos, proteínas, aminoácidos, algunos lípidos, ácidos nucleicos, fenoles, taninos o alcoholes (Voběrková *et al.*, 2017; Bohacz, 2018). Si la degradación es total, los productos observados son cationes, aniones y moléculas simples, tales compuestos son liberados a la atmósfera, absorbidos por las plantas, consumidos por microorganismos, formando complejos de retención e intercambio de cargas iónicas en el suelo o removidos por lixiviación (Gobat *et al.*, 2010).

Existen evidencia de que los hongos termófilos participan en la degradación de ácidos carboxílicos y polímeros, mientras que en la fase de maduración del compost,

las comunidades de hongos se relacionan con la degradación de aminas, aminoácidos y carbohidratos (Wang *et al.*, 2018).

Durante el compostaje, con el incremento de la temperatura, en la denominada fase termófila, los organismos termófilos logran descomponer moléculas de carbohidratos, prótidos y ciertos ácidos grasos (López-González *et al.*, 2015), en tanto que en los sistemas mesófilos, como VC y SC, la temperatura ambiental influye sobre la temperatura de los residuos contenidos en los reactores, en este caso son los microorganismos mesófilos y las lombrices, los que realizan los procesos de mineralización de la MO (Smith y Jasim, 2009; Sánchez-Rosales *et al.*, 2017).

La variación microbiológica presente en el vermicompost ha sido relacionada con las especies de lombrices de tierra, el sustrato original, las condiciones ambientales y el manejo (Gómez-Brandon *et al.*, 2012); también se ha afirmado que existen cambios significativos en la sucesión bacteriana durante el vermicompostaje relacionados con la disponibilidad del sustrato existente (Domínguez *et al.*, 2019).

El proceso de mineralización continúa de manera menos intensa a partir de que el material más lábil fue descompuesto, quedando en su mayoría moléculas simples y una proporción menor de moléculas complejas o recalcitrantes, las que serán degradadas más lentamente por microorganismos mesófilos específicos (Cai *et al.*, 2018), a esta fase se le ha denominado mineralización secundaria y ha sido relacionada con cambios poco significativos en los valores del pH, temperatura, CE, relación C/N (Azim *et al.*, 2018).

### **2.3.1 Evaluación de la mineralización**

Como se mencionó previamente durante la mineralización primaria se intensifica la degradación de carbohidratos, proteínas, grasas y se registra la evaporación de carbono (C) en forma de bióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) o metano (CH<sub>4</sub>), de nitrógeno (N) como amonio (NH<sub>3</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), estos cambios reflejan disminución de la relación C/N, por otro lado se ha detectado incremento de la actividad enzimática,

caracterizado por comportamiento exotérmico en los RO en descomposición (Fornes *et al.*, 2012; Bazrafshan *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2017). Posteriormente se registran pérdida del contenido de humedad, condensación de las moléculas, la disminución de C tiende a ser moderada (Khatua *et al.*, 2018).

Durante la fase inicial de descomposición de los RO se ha detectado reducción del valor del pH, como consecuencia de la actividad enzimática microbiana sobre las moléculas nitrogenadas, así como incremento posterior por la generación de amonio (Vergnoux *et al.*, 2009; Guo *et al.*, 2019), mientras que la conductividad eléctrica (CE) puede variar dependiendo de los ingredientes y de las prácticas de humedecimiento del material, lo que puede permitir lixiviado y arrastre de elementos (Fornes *et al.*, 2012; Colín-Navarro *et al.*, 2019).

La mineralización también se ha vinculado con disminución del tamaño y forma de la partícula (Ge *et al.*, 2015; Bhat *et al.*, 2017) y oscurecimiento del producto (Abdel-Rahman *et al.*, 2016).

Entre los parámetros más frecuentemente usados para valorar la intensidad del proceso de mineralización se han mencionado los siguientes:

### **2.3.1.1 Temperatura**

En el caso del compostaje se registra elevación de la temperatura como consecuencia del incremento de la actividad microbiana (Zhao *et al.*, 2012; Kulikowska, 2016; Kebibeche *et al.*, 2019), a esta se le ha denominado fase termófila puesto que se observan temperaturas superiores a los 45 °C (Chang *et al.*, 2019); además el tiempo y la intensidad de esta fase dependerá del tipo de ingrediente y el manejo de los sistemas de transformación (de Guardia *et al.*, 2010). Se ha documentado que lodos residuales y material lignificado sometidos a proceso de compostaje mantuvieron durante los primeros 19 días temperaturas de 65 a 50 °C lo que fue simultáneo a la degradación de la MO, la pérdida de C en forma de CO<sub>2</sub> y la disminución del N en forma de NH<sub>4</sub> (Kebibeche *et al.*, 2019). Por otro lado una



elevada mineralización de N fue atribuida a temperaturas mayores de 70 °C durante el compostaje de pollinaza y residuos lignocelulosíticos (Chang *et al.*, 2019).

En el sistema de vermicompostaje se ha recomendado no sobrepasar los 35 °C debido a que comprometen la sobrevivencia de la lombriz *E. fetida* (Gajalakshmi y Abbasi, 2004; Domínguez y Edwards, 2011) mientras que en semicompostaje no se observa fase termófila debido a que volúmenes menores a 1 m<sup>3</sup> no desarrollan altas temperaturas. En ambos casos, son sistemas de transformación de MO de tipo mesófilo en los que la temperatura no es un parámetro usado para la evaluación de mineralización (Barrena *et al.*, 2014; Neugebauer y Sołowiej, 2017) ya que, durante el semicompostaje se han registrado temperaturas iniciales de 20 a 40 °C, presentando resultados de mineralización similares a los de vermicompostaje (Castillo *et al.*, 2010), en este sistema se ha afirmado que el volteo es una actividad necesaria para controlar la oxigenación de la mezcla (Barrena *et al.*, 2014).

#### **2.3.1.2 Respirometría**

El grado de descomposición de la MO puede ser expresado como una función de la actividad microbiológica y el patrón de consumo de oxígeno durante el tiempo, de esta manera es un valor que se ha usado frecuentemente para determinar la constante de velocidad de la descomposición del sustrato (Haug, 2018).

Entre los métodos frecuentemente usados para determinar la degradabilidad de los residuos en los sistemas aeróbicos se encuentra la evaluación del consumo de oxígeno como resultado de la respiración metabólica (Haug, 2018); por otro lado la cantidad de CO<sub>2</sub> registrado refleja de manera inversa el contenido del carbono orgánico total (Sánchez-García *et al.*, 2015), en tanto que el contenido de NH<sub>4</sub> evaporado ha sido un parámetro estrechamente relacionado con la capacidad del sistema para mineralizar el N (Kulikowska, 2016).

### 2.3.1.3 pH

El nivel de pH es un parámetro importante en el proceso de compostaje porque afecta las actividades microbianas (Chan *et al.*, 2016). Se ha afirmado que valores de pH entre 5.5 y 8 son óptimos para el desarrollo de los microorganismos *descomponedores* en los procesos de compostaje, no obstante los hongos han demostrado ser más tolerantes a los cambios de pH que las bacterias (Akond *et al.*, 2016). El pH es uno de los parámetros indicadores de la transformación de la MO, ya que está vinculado con la intensidad de emisiones de NH<sub>4</sub> y la nitrificación (Boniecki *et al.*, 2012).

Frecuentemente el pH sigue un patrón de disminución en las primeras etapas del compostaje y elevación en las últimas debido a que en un principio, las bacterias nitrificantes son responsables de la liberación de iones de hidrógeno y la correspondiente disminución de los valores de pH (Turan, 2007). Las mezclas de residuos con pH bajo tienen efecto inhibitorio sobre las bacterias oxidantes de NH<sub>4</sub> (Zou *et al.*, 2016), por lo que se ha considerado que el tipo de residuos usados también puede influenciar el valor del pH (Cayuela *et al.*, 2012; Chang *et al.*, 2019).

El proceso de oxidación del NH<sub>4</sub> y la acidificación del medio se puede visualizar con la siguiente reacción:



(Huang *et al.*, 2017),

En procesos mesófilicos, como VC, también se ha registrado, en las fases iniciales la reducción del pH, esto ha sido explicado por la bioconversión del material orgánico original en especies intermedias de ácidos orgánicos (Gómez-Brandon *et al.*, 2013; Yadav y Garg, 2019) y a la producción de CO<sub>2</sub> derivada de la actividad metabólica de las lombrices (Abdoli *et al.*, 2019).

Los cambios de pH durante sistemas de semicompostaje presentan una curva similar a la del compostaje, lo que puede ser consecuencia de la actividad de la comunidad

microbiológica mesófila (Tatàno *et al.* 2015), en tanto que la mineralización de elementos como K, Mg and Na, parece estar relacionada con los cambios de pH (Castillo *et al.*, 2010). En este sentido los cambios del pH pueden ser indicativos del contenido de P y K durante un proceso de transformación de los residuos (Irshad *et al.*, 2013), de ahí que el efecto de concentración puede estar vinculado con la descomposición progresiva de la MO, mientras que la reducción de estos elementos ha sido considerado consecuencia de la lixiviación (Boldrin *et al.*, 2011; Fornes *et al.*, 2012).

Durante el compostaje el valor del pH puede disminuir en la primera etapa de descomposición debido a la abundancia de ácidos orgánicos generados a partir de la descomposición de moléculas orgánicas básicas, así como la volatilización del N amoniacal (Chang *et al.*, 2019). Posteriormente, durante la fase biooxidativa, el pH puede aumentar entre 8.5 y 9.0 debido al proceso de amonificación, lo que promueve la volatilización de NH<sub>3</sub> (Rashad *et al.*, 2010), cuando disminuye el contenido de la MO de fácil degradación, como consecuencia de la descomposición de los ácidos grasos volátiles, la evaporación de CO<sub>2</sub> y la mineralización del C, N y P frecuentemente se relaciona con rangos alcalinos (Bazrafshan *et al.*, 2016). En los procesos de VC también se ha observado incremento del pH en la fase de maduración, lo que se ha explicado por la formación de compuestos intermediarios de tipo alcalino durante la degradación de los ácidos orgánicos por la acción de microorganismos (Částková y Hanč, 2019).

#### **2.3.1.4 Conductividad eléctrica**

La CE es la capacidad del extracto acuoso del compost para conducir electricidad, de manera que es una función de la concentración de los iones como K, Na, Cl<sup>-</sup>, NH<sub>4</sub> o NO<sub>3</sub> presentes en ese extracto, lo que puede deberse al alto grado de descomposición y mineralización de los materiales orgánicos, especialmente ricos en proteínas y que conduce a la acumulación de varias sales solubles en agua (Farrell y Jones, 2009).

La naturaleza y proporción de los ingredientes sometidos a procesos de transformación aporta valores iniciales de CE, en el caso de los residuos de estiércoles se han registrado valores elevados (Colín-Navarro *et al.*, 2019), otro tipo de materiales que aportan valores elevados son los provenientes del beneficio de la caña de azúcar (Pérez *et al.*, 2011). Durante la descomposición de los residuos se observan cambios, valores altos de CE se han relacionado con incremento de la concentración de iones en solución, lo que puede indicar una alta concentración de elementos con valor nutrimental o fitotóxico (Farrell y Jones, 2009).

### **2.3.1.5 Nitratos**

La determinación del contenido de nitratos durante la descomposición de la MO aporta información sobre el tipo y proporción de moléculas nitrogenadas, con lo que se puede inferir la etapa en la que se encuentra el proceso y la calidad del compost (Cáceres *et al.*, 2018). La aireación del sistema es importante porque en presencia de oxígeno, el  $\text{NH}_4^+$  se oxida secuencialmente a  $\text{NO}_3$  por grupos específicos de bacterias y arqueas (Canfield *et al.*, 2010), por lo que se ha considerado que la mineralización de N es un proceso de dos etapas, la amonificación, que involucra la liberación de  $\text{NH}_4^+$  del N orgánico y la nitrificación, que consiste en la oxidación adicional de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  a  $\text{NO}_3$  (Maeda *et al.*, 2011).

Bajo condiciones de alta temperatura entre 65 y 70 °C, así como de pH de 8.4 a 9.0, la forma  $\text{NH}_3\text{-N}$  se volatiliza muy fácilmente (Chowdhury *et al.*, 2014). Sin embargo,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  también puede transformarse en una forma mineral más soluble, como la de  $\text{NO}_3$  y de esta manera disminuyen las emisiones de  $\text{NH}_3$  (Zeng *et al.*, 2013).

Se ha afirmado que la intensidad de nitrificación es más elevada durante los primeros meses del proceso de compostaje y disminuye durante la fase de madurez (Zeng *et al.*, 2012); existen evidencias que sugieren que las reacciones de transformación del N se presentan de manera simultánea (Meng *et al.*, 2017). Ha sido propuesto que la nitrificación más intensa ocurre cuando el C fácilmente degradable ha disminuido y

las bacterias heterotróficas presentan menor actividad, favoreciendo las condiciones para el desarrollo de las bacterias nitrificantes (Gao *et al.*, 2010).

El contenido de  $\text{NO}_3$  durante la descomposición es un parámetro valioso, ya que durante la fase termófila del compostaje es común observar bajo contenido de  $\text{NO}_3$ , no así en los procesos mesófilos como vermicompostaje y semicompostaje en donde se detectan incrementos (Fornes *et al.*, 2012; Nigussie *et al.*, 2016). En vermicompostaje se ha considerado que el contenido de  $\text{NO}_3$  aumenta de manera proporcional con la densidad de lombrices de tierra, lo que ha sido atribuido al efecto de volteo y aireación de las lombrices de tierra, incrementando la posibilidad de oxidación mencionada previamente (Nigussie *et al.*, 2017).

#### **2.3.1.6 Relación C/N**

La relación C/N aporta información integrada del proceso de la mineralización de los residuos durante los procesos de transformación, de ahí que se recomienda que el valor inicial sea de 25/1, las relaciones C/N inadecuadas pueden dar como resultado una alta liberación de amonio, acumulación de ácidos grasos volátiles o inmovilización de N (Zambrano *et al.*, 2013; Yan *et al.*, 2015).

Los sistemas termófilos y mesófilos con una relación C/N inicial 20/1 han sido usados de manera eficiente para mineralizar el contenido de C en forma de  $\text{CO}_2$  (Haynes y Zhou, 2016). Durante el vermicompostaje la disminución en la relación C/N ha sido atribuida a la pérdida de carbono a través de la respiración microbiana en forma de  $\text{CO}_2$  (Yadav y Garg, 2019).

#### **2.3.1.7 Índice de germinación**

Los residuos en descomposición pueden presentar efectos adversos en la germinación de las semillas, en el crecimiento de las plantas y en el ambiente del suelo debido a la disminución del suministro de oxígeno y nitrógeno disponible o la

presencia de compuestos fitotóxicos (Bernal *et al.*, 2009). La fitotoxicidad es un parámetro agronómico asociado al efecto sobre crecimiento de las plantas (Komilis, 2015) y el índice de germinación (IG) ha sido el parámetro usado comúnmente para evaluar la toxicidad de la MO sometida a procesos de descomposición (Young *et al.*, 2016).

Estudios de fitotoxicidad con residuos sometidos a compostaje sugirieron que, a partir de análisis multivariado, existía una relación entre los parámetros fisicoquímicos y el tiempo de descomposición; altos valores de CE, COT, Nt, y algunos cationes como Mn, Mg y Ca se asociaron con el tiempo inicial de la descomposición y valores bajos de IG (Young *et al.*, 2016).

La prueba de germinación desarrollada por Zucconi *et al.* (1981) permite ponderar el efecto fitotóxico de compuestos solubles presentes en niveles de concentración tan bajos que no son suficientes para inhibir la germinación, pero que pueden retardar o inhibir los procesos de elongación de la radícula o del hipocotíleo.

### **2.3.1.8 Actividad enzimática**

Durante la descomposición de la MO la actividad enzimática (AE) ha sido uno de los parámetros vinculados con la actividad microbiana, las enzimas liberadas por microorganismos durante el proceso, reflejan las transformaciones biológicas y bioquímicas del sustrato (Federici *et al.*, 2011).

Se ha clasificado a las enzimas de acuerdo a su localización como intracelulares a las que se encuentran asociadas a células vivas y como extracelulares a las que permanecen unidas a células muertas, se encuentran libres en el sustrato o forman complejos con coloides; las enzimas extracelulares provienen del metabolismo y muerte celular y forman parte de la biomasa microbiana (Phillips *et al.*, 2011).

La caracterización de la AE intracelular específica y/o de las enzimas extracelulares durante el compostaje puede proporcionar nuevas perspectivas sobre el desarrollo

de los procesos de biodegradación de residuos (Tejada *et al.*, 2009; López-González *et al.*, 2014).

Las enzimas que intervienen en el proceso de degradación durante el compostaje varían ampliamente porque están relacionadas con la naturaleza de la MO original, el sistema de transformación y las condiciones climáticas y estacionales (Bohacz y Kornilowicz-Kowalska, 2009; Vargas-García *et al.*, 2010; Fornes *et al.*, 2012). De igual manera las características de los sistemas de compostaje determinan las rutas metabólicas de los microorganismos y las enzimas que producen (Tejada *et al.*, 2009; Masciandaro *et al.*, 2010).

De acuerdo con la reacción que catalizan, las enzimas se clasifican en seis grupos principales: Oxidorreductasas, transferasas, hidrolasas, liasas, isomerasas y ligasas, (Cai *et al.*, 2004).

## **2.4 Humificación**

Durante la humificación dominan las reacciones de condensación y polimerización de la mineralización primaria y de moléculas recalcitrantes, por lo que es un proceso azaroso y variable, razón por la que la evolución y estructura de las sustancias húmicas (SH) ha sido un tema controversial (Canellas, 2005), debido a que la formación de las SH depende de factores ambientales, así como de las condiciones de manejo de los sistemas de transformación de la MO y del tipo de residuos que constituyen el material que aportará material para la humificación (Dores-Silva *et al.*, 2018; Yu *et al.*, 2019).

Debido a que durante la mineralización domina la reducción y complejidad de las moléculas originales de los RO, mientras que en la humificación se observa poli-condensación de moléculas, estos han sido considerados procesos opuestos, sin embargo se desarrollan de manera simultánea, de tal manera que el estado de la MO será consecuencia del balance entre estos procesos (Zambrano *et al.*, 2013). Por esto se ha considerado que el grado de humificación puede contribuir a la evaluación

de la mineralización, ya que productos altamente humificados contienen componentes de los RO más resistentes a la biodegradación y en los que la mineralización es incipiente (Jiménez *et al.*, 2008), se ha afirmado que la calidad y estructura de los ácidos húmicos determina el grado de estabilidad y madurez de los productos de compostaje (Barje *et al.*, 2012).

#### **2.4.1 Formación de sustancias húmicas**

Las SH son estructuras que poseen apariencia cromática de amarillo a negro, producto de reacciones de polimerización y policondensación de sustancias de bajo peso molecular (Kononova, 1982). Hallazgos recientes proponen que son compuestos altamente heterogéneos derivados de aminoácidos, hexosaminas, alifáticos, éteres, ésteres, alcoholes, polisacáridos y compuestos aromáticos como mono-, di- y trimetoxibenceno y ácidos benzoicos, relacionados con estructuras encontradas en ligninas como los productos de degradación de residuos de p-hidroxifenilo, guaiacilo y siringilo (de Melo *et al.*, 2016).

Dichas estructuras están interconectadas por enlaces covalentes después de las reacciones de polimerización y condensación, además, los monómeros aromáticos están unidos oxidativamente a otras unidades estructurales en solución, polimerizadas a través de mecanismos de radicales libres mientras están influenciadas por las propiedades físicas, químicas y biológicas del medio (Wang *et al.*, 2017). Se han identificado aril y alquil éteres y amidas que participan en enlaces covalentes que conducen a una mayor estabilización y mayores pesos moleculares para las estructuras del ácido húmico (de Melo *et al.*, 2016).

La degradación inicial de los RO podría ocurrir cuando moléculas compuestas como ligninas y taninos son transformadas por microorganismos específicos (Jurado *et al.*, 2014; Awasthi *et al.*, 2018); de manera simultánea se ha registrado pérdida de contenido de humedad y condensación de moléculas, lisis de polifenoles y formación de compuestos prehúmicos como oligómeros peptídicos, glúcidos o fenólicos



(Kulikowska, 2016; Yu *et al.*, 2019). Conforme avanza la descomposición se ha observado aumento de ácidos húmicos y estabilidad de ácidos fúlvicos (Canellas *et al.*, 2005; Kulikowska, 2016; Li *et al.*, 2017).

Como se ha mencionado, la humificación es un proceso continuo que precisa de moléculas generadas a partir de la mineralización, por lo que Gobat *et al.* (2010) consideraron que la humificación se ve favorecida durante la fase de colonización de los microorganismos consumidores de moléculas lábiles y de manera simultánea las moléculas recalcitrantes son polimerizadas conformando macromoléculas de tipo húmico (Piccolo 2001).

La humificación presupone que los fragmentos de la MO del suelo se fraccionen al comienzo de la descomposición, se sabe además que los residuos vegetales deben ser degradados por enzimas a un tamaño relativamente pequeño antes de que puedan ser transportados activamente a través de las paredes celulares de los microorganismos, en los ecosistemas terrestres, las llamadas exoenzimas realizan esta función fuera del microorganismo (Datta *et al.*, 2017).

Se ha considerado que durante la descomposición de la MO existe un continuo de compuestos orgánicos, diferenciados por etapas de degradación, de esa manera se han propuesto tres rutas de humificación: a) por sucesión, b) por policondensación y c) por neosíntesis bacteriana (Figura 2).

#### **2.4.1.1 Sucesión**

En la humificación por sucesión, los compuestos más resistentes liberados durante la fragmentación de la MO, se incorporan directamente en el complejo orgánico-mineral sin muchos cambios, se ha considerado que este material es estable y se comportará de manera conservadora en los procesos de transformación, por lo que el contenido de elementos en este tipo de materiales no cambia durante la humificación (Admakin, 2018). Se ha afirmado que, la fracción humificada desarrollada por sucesión, es la evolución de compuestos insolubles lignificados, que

muestran una estabilización directa debido a la abundancia de precursores húmicos (Primo *et al.*, 2016).

### 2.4.1.2 Policondensación

En la humificación por policondensación los compuestos fenólicos simples, polisacáridos y cadenas de polipéptidos derivados de la mineralización primaria o de la humificación por sucesión de la MO, son policondensados en grandes moléculas, como ácido húmico (Hänninen, 2010).

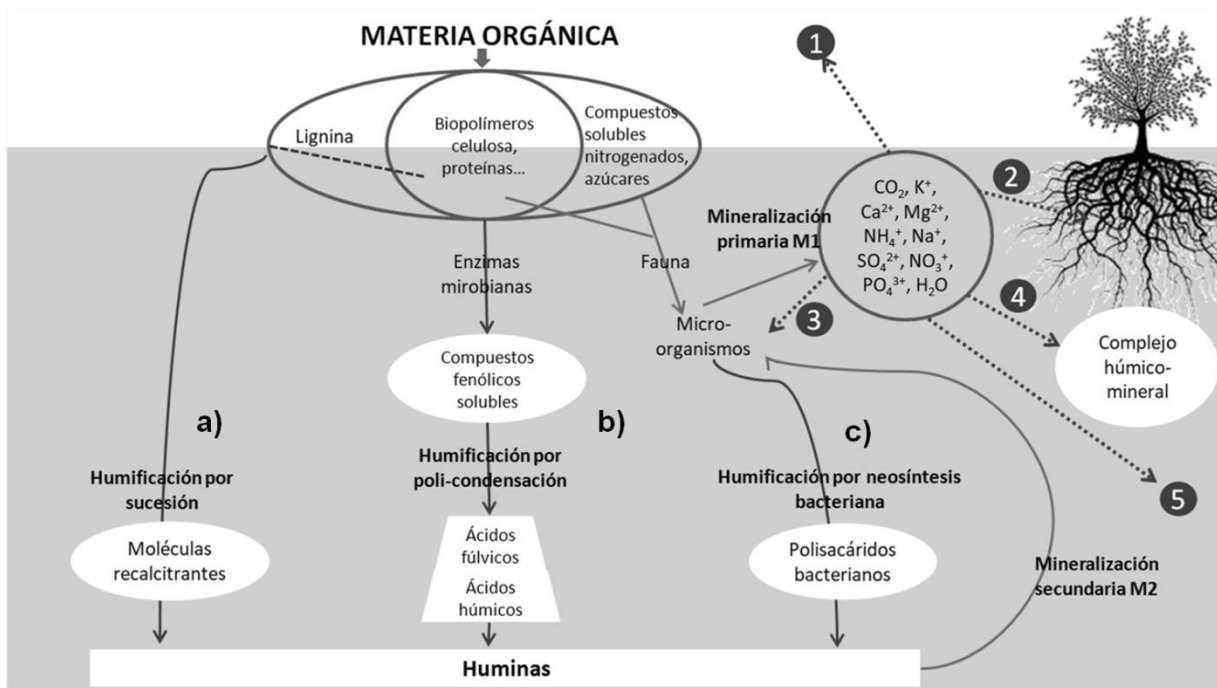


Figura 2. Descomposición de la materia orgánica: 1) evaporación, 2) absorción, 3) degradación microbiana, 4) integración al complejo húmico-mineral y 5) lixiviación. Rutas de humificación: a) sucesión, b) poli-condensación y c) neosíntesis bacteriana. Tomado de Gobat *et al.* (2010).

Los polímeros se forman mediante la condensación de dos monómeros ordinarios con la liberación de un sub-producto de bajo peso molecular, o mediante la adición sucesiva de moléculas de monómero de bajo peso molecular al sitio activo al final de

la cadena de crecimiento, la lignina, los polifenoles y la melanina se consideran los principales bloques del esqueleto húmico. (Semenov *et al.*, 2013).

#### **2.4.1.3 Neosíntesis bacteriana**

En la humificación por síntesis bacteriana, algunas moléculas orgánicas solubles generadas de la degradación enzimática o de secreciones radiculares son aprovechadas por microorganismos que las transforman y secretan en polisacáridos de formas extremadamente estables, estos compuestos aportan estructura a las colonias bacterianas y a la estructura del suelo, durante la descomposición de la MO, en la polimerización de precursores las comunidades bacterianas son los factores clave que afectan la formación de estos precursores (Wu *et al.*, 2017).

#### **2.4.2 Extracción de las fracciones húmicas**

La complejidad de la fracción húmica causa que la definición clásica de las SH se base en fracciones operativas de solubilidad en medio acuoso, de esta manera se ha propuesto la siguiente caracterización (Theng, 2012):

- a) Fracción húmica soluble a pH básico
- b) Fracción fúlvica, soluble a cualquier pH
- c) Fracción insoluble, denominada humina

En la Figura 3 se observa el proceso de extracción recomendado por la International Humic Substances Society (IHSS, 2019).



Figura 3. Extracción de la fracción húmica por el método analítico de solubilidad.  
Tomado de Chang *et al.* (2014).

### 2.4.3 Estructura molecular de la fracción húmica

La estructura de las moléculas de ácido húmico y fúlvico se presentan en la Figura 4. Las principales diferencias han sido explicadas por las propiedades de organización estructural, específicamente por la supra-molecularidad, lo que implica la interacción entre las moléculas y la reorganización espacial (Nebbioso y Piccolo, 2012). Esta característica estructural de las fracciones húmicas puede definir propiedades como la recalcitrancia y la labilidad y de manera simultánea con el tipo y la magnitud de la bioactividad en los cultivos (García *et al.*, 2016).

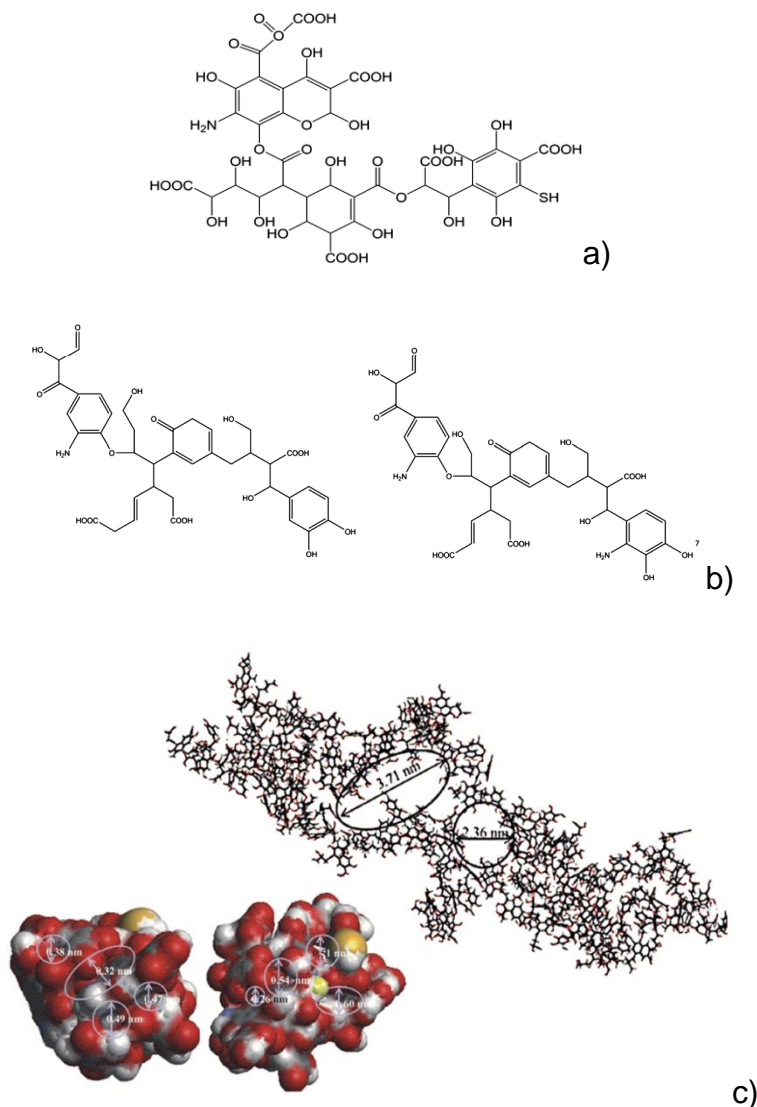


Figura 4. Estructura molecular de las sustancias húmicas: a) Ácido fúlvico. Tomado de Alvarez-Puebla *et al.* (2006). b) Monómeros de ácido húmico. Tomado de Pope *et al.* (2010). c) Conformación de la fracción húmica a partir de la polimerización de moléculas de ácido fúlvico y húmico. Tomado de Trevisan *et al.* (2010).

Como se ha mencionado previamente, las SH son solubles en medios alcalinos, parcialmente solubles en agua e insolubles en medios ácidos, aunque esta clasificación operativa ha cobrado relevancia para desarrollar metodologías analíticas que explican el desarrollo del proceso de humificación (Kononova, 1982), puede variar con la composición molecular, el pH y la fuerza iónica (de Melo *et al.*, 2016).

Por esta razón la evaluación del contenidos y tipo de SH, así como los índices y grados de humificación han sido herramientas adicionales para comparar el proceso (Acosta *et al.*, 2012), de igual manera, han demostrado utilidad las metodologías para descifrar la naturaleza y propiedades de las SH, la composición elemental, la capacidad de intercambio catiónico; las propiedades electroforéticas, la masa molecular; así como los grados de alifaticidad y aromaticidad gracias a sus propiedades ópticas, lo que puede proporcionar información sobre la intensidad de la humificación (Huang *et al.*, 2019), en este sentido se ha relacionado con la proporción de grupos funcionales abundantes en la materia original, así como las características de los procesos durante la transformación, no tanto por el tiempo de humificación (Wang *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2017).

Actualmente se han definido a las SH como asociaciones supramoleculares de fracciones relativamente pequeñas y heterogéneas que se mantienen unidas por fuerzas hidrófobas como van der Waals o enlaces hidrógeno (Piccolo, 2001; Alvarez-Puebla *et al.*, 2006).

La fracción húmica en solución actúa como un polianión con un pH de 6 para ácidos húmicos y 3.5 para ácidos fúlvicos, por lo que explica la repulsión de iones con cargas negativas (Schnitzer, 1991). Dado que las SH se comportan como polielectrolitos, permanecen insolubles en la solución del suelo cuando sus cargas están saturadas por cationes divalente y trivalente, o por iones hidrógeno; cuando estos son remplazados por cationes monovalentes como  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ , tiene lugar la solvatación de los polianiones que se disuelven en agua de esta manera las SH presentan configuraciones similares a los de una micela con características de anfotericidad (Figura 5).

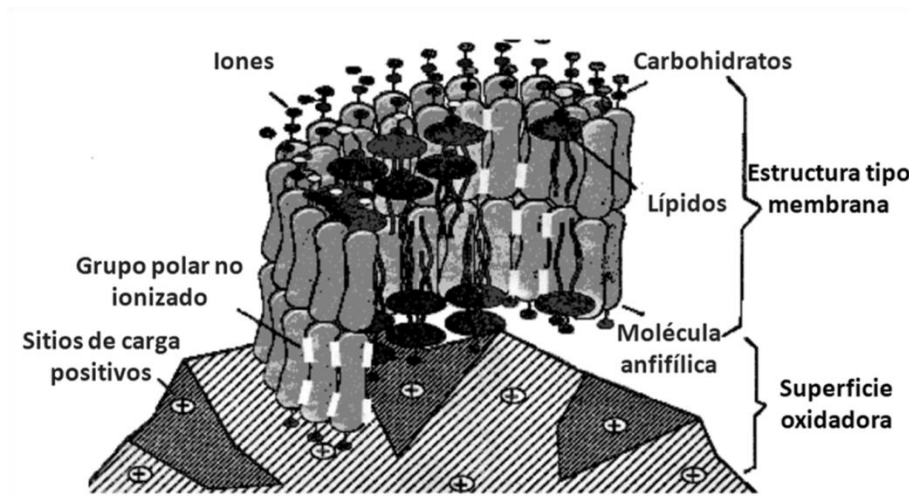


Figura 5. Modelo de la molécula húmica unida a óxido hidratado, la estructura es similar a una membrana. Tomado de Wershaw (1993).

#### 2.4.4 Parámetros de humificación

Los métodos de separación simple han sido frecuentemente utilizados para identificar el material humificado del no humificado, y la determinación analítica oficial actual del contenido húmico en productos composteados se basa en la cuantificación del COT soluble a pH alcalino, o en el contenido húmico del residuo insoluble en ácido restante en el extracto alcalino o ácido húmico (AH) por oxidación con dicromato de potasio (Fuentes *et al.*, 2018). Sin embargo se ha afirmado que la determinación única de estas sustancias posee un valor limitado, debido a las variaciones de la MO, por lo que se ha recomendado evaluar las relaciones simples entre la información obtenida de los extractos húmicos, de las que, a decir de Alvarenga *et al.* (2016), se han generado valores empíricos de interés práctico, definidos como *Parámetros de Humificación*, entre los que destacan el índice de humificación (IH) y la relación de humificación (RH).

#### **2.4.4.1. Carbono extraíble**

La valoración del proceso de humificación ha sido considerada esencial para evaluar los cambios durante la descomposición de la MO en el compostaje (He *et al.*, 2011), actualmente se sabe que en el C extraíble (CEx) de la MO disuelta ocurren la mayoría de las actividades biológicas, razón por la que se ha reconocido que los cambios del CEx reflejan el progreso de la transformación y la estabilidad del compost (Wei *et al.*, 2014).

Esta fracción es la porción de C soluble del extracto alcalino, en donde se ubica de manera simultánea los componentes aromáticos entre los que se consideran de naturaleza húmica o sus precursores como compuestos fenólicos, ácido benceno-carboxílicos, derivados de la degradación de la lignina y otros componentes minoritarios de carácter alifático derivados de la fracción lipídica (Jiménez *et al.*, 2008).

#### **2.4.4.2. Carbono de la fracción fúlvica**

La separación de los ácidos fúlvicos se basa solo en el valor de pH de los extractos totales, para lo cual se somete a acidificación durante 24 horas a 4 °C, con lo que se logra obtener un sobrenadante en donde se encuentran los ácidos fúlvicos (AF), recientemente se han desarrollado diversas metodologías de purificación pues también contiene muchas clases de materiales orgánicos no fúlvicos, como los polisacáridos (Fuentes *et al.*, 2016).

#### **2.4.4.3. Carbono de la fracción húmica**

La determinación de la fracción húmica se realiza posterior a la extracción de los AF, el material floculado proveniente de la acidificación, es obtenido y se considera que son los extractos húmicos totales, en el caso de la MO sometida a sistemas de compostaje suelen contener sustancias no húmicas (Alvarenga *et al.*, 2016), debido a



esto ha sido recomendado realizar procesos de purificación de los extractos húmicos (Kulikowska, 2016), de manera que los extractos purificados son considerados ácidos húmicos (AH). Los valores de AH durante el proceso de humificación suelen incrementarse, de manera que este comportamiento ha sido relacionado con la madurez del producto (Raj y Antil, 2011).

#### **2.4.4.4. Índice de humificación**

El índice de humificación (IH) es la relación entre compuestos no humificados (NH) y los humificados, entendidos como el contenido de AH más el de AF y es calculado con el siguiente algoritmo:

$$IH = NH / (AH + AF)$$

El índice de humificación es un parámetro de utilidad para la determinación de altos contenidos de material humificada, así como la predominancia de las sustancias no húmicas, los índices de humificación bajos se han asociado con la presencia de C lábil, cuando se incrementa el índice de humificación se ha relacionado con el aumento de C recalcitrante, valores menores a la unidad arrojan resultados de material bien humificado y mayores a la unidad abundancia de material no humificado (Segnini *et al.*, 2013).

#### **2.4.4.5. Relación de humificación**

La relación de humificación expresa el contenido de material humificado con respecto al carbono orgánico total en términos de porcentaje, se realiza el cálculo usando la siguiente expresión:

$$RH\% = CEx / COT \times 100$$

Valores elevados de este parámetro indican alto contenido de material humificado y características húmicas más acentuadas (Huang *et al.*, 2019). Este parámetro se ha recomendado para seguir el progreso de los procesos de humificación, aunque ha resultado ser muy variable por la variación de la naturaleza específica de la MO, aún así es considerado como un parámetro muy específico para describir los procesos de humificación en residuos orgánicos (Nair *et al.*, 2011).

#### **2.4.4.6. Coeficiente óptico $E_4/E_6$**

La relación de las densidades ópticas de los ácidos húmicos y fúlvicos a 460 y 660 nm, respectivamente ( $E_4/E_6$ ), ha sido considerada como un reflejo del grado de condensación del núcleo aromático de las moléculas húmicas, lo que indica mayor humificación (Li *et al.*, 2017); sin embargo, esta relación varía con la materia prima utilizada debido a que la naturaleza propia de la MO tiene diversas tasas de degradación (Awasthi *et al.*, 2014).

En la etapa inicial del compostaje, la relación  $E_4/E_6$  se han asociado a la presencia de moléculas de alto peso o con estructura alifática (Zhang *et al.*, 2015), posteriormente, cuando la relación  $E_4/E_6$  cambia, si se trata de un descenso se ha sugerido que se debe a que los compuestos fenólicos se oxidan y se unen a grupos metoxilo (Da Silva *et al.*, 2018), en caso de presentar un incremento puede deberse a la presencia abundante de compuestos alifáticos y al grado de insaturación de las sustancias húmicas como resultado de la rápida transformación de compuestos no aromáticos (Xu *et al.*, 2019). La lenta disminución de la relación  $E_4/E_6$  durante la transformación de residuos orgánicos ha sido adjudicada a la mayor producción de ácidos húmicos poli-condensados (Da Silva *et al.*, 2018), cuando se detectan variaciones no significativas del contenido de ácidos húmicos y fúlvicos durante el compostaje, este comportamiento ha sido relacionado con tasas muy bajas de actividad microbina relacionadas con la descomposición. (Awasthi *et al.*, 2014).

### III MATERIALES Y METODOS

#### 3.1 Descripción del Área de Estudio

El experimento se estableció en las instalaciones de la Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, México, en las coordenadas: 28° 39' 25.3" N, 106° 05' 13.5" O, con clasificación climatológica BSh, según Köppen modificado por García (García 1981), con temperatura máxima de 34 °C y mínima de 9.6 °C, así como 403 mm al año de precipitación pluvial.

#### 3.2 Residuos Orgánicos

La transformación de la MO se llevó a cabo durante los meses de abril a octubre de 2017. La caracterización de los residuos originales se presenta en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Caracterización de los residuos orgánicos originales

Parámetro	Estiércol	Aserrín
Humedad (%)	16.58	8.29
COT (%)*	24.41	36.92
Nt (%)*	1.69	0.52
C/N	14.46	71.0
pH	9.41	5.6
CE (dS m <sup>-1</sup> ) *	1.63	0.13
N-NO <sub>3</sub> (mg/Kg <sup>-1</sup> ) *	526.25	191.81
IG (%) *	3.28	56.19
E/A Kg *	1	0.67

COT: carbono orgánico total, Nt: nitrógeno total, C/N: relación carbono nitrógeno, CE: conductividad eléctrica, N-NO<sub>3</sub>: nitratos, Ft: fitotoxicidad, E/A Kg: relación estiércol vacuno/aserrín de pino en kilogramos. \* Base seca

Para la elaboración de las mezclas iniciales se utilizó como fuente de nitrógeno, estiércol bovino de engorda proveniente del rastro Tipo Inspección Federal de la Ciudad de Chihuahua; como fuente de carbono se utilizó aserrín de pino proporcionado por una comercializadora maderera local. Con el contenido de humedad, nitrógeno total (Nt) y carbono orgánico total (COT) de los residuos utilizados se determinó la cantidad necesaria de cada ingrediente para elaborar una mezcla con relación C/N igual a 25/1 (Soto y Muñoz, 2002).

### **3.3 Manejo de Sistemas de Transformación**

La mezcla de residuos fue sometida durante 196 días a tres sistemas de descomposición: VC, SC y CP.

En caso de VC y SC se desarrollaron en contenedores plásticos con capacidad de 58 L, con seis perforaciones de 0.5 cm de diámetro en la base para permitir el drenaje, en cuanto al CP se usaron cajas de madera tipo pallet de 84\*115\*115 cm, con capacidad de 1110.9 L. La inoculación en el VC se realizó a los 17 días de transformación (DT) para lo que se colocaron 10 lombrices adultas de la variedad roja californiana (*Eisenia foetida* [Savigny, 1826]) por litro de sustrato (Castillo *et al.* 2010). La humedad en VC se mantuvo entre 75 a 85 % con riegos diarios (Castillo *et al.*, 2010) y a criterio para sostener la humedad de 50 a 60 % en SC y CP, la que se determinó mediante la prueba al tacto (Soto y Muñoz, 2002). Actividades de volteo mecánico fueron realizadas cada 28 días en las mezclas sometidas a SC y CP para homogenizar el contenido y reducir la formación de zonas anaerobias (Sánchez-Rosales *et al.*, 2017).

### **3.4 Tratamientos Establecidos**

Los tres sistemas, VC, SC y CP se establecieron por cuadruplicado, por lo que el experimento se desarrolló con doce unidades experimentales.

### 3.5 Muestreos

Los muestreos se realizaron cada veintiocho días aproximadamente, de las nueve a las once de la mañana, cuidando de evitar exponer la MO a los rayos directos del sol, los detalles del muestreo se presentan en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Muestreos realizados durante el experimento indicando día de transformación y fecha.

Número de muestreo	Día de transformación (DT)	Fecha
1	1	14 de abril
2	28	12 de mayo
3	56	9 de junio
4	84	7 de julio
5	112	4 de agosto
6	150	11 de septiembre
7	175	6 de octubre
8	196	27 de octubre

Se tomaron aproximadamente 250 g de mezcla fresca total; para VC el material colectado se obtuvo de tres zonas a 10 cm de profundidad con un cilindro de 254 cm<sup>3</sup> de capacidad, dicho material fue llevado a laboratorio con el objeto de contabilizar la población de *E fetida*. Posteriormente las lombrices fueron restituidas a los correspondientes reactores y se homogenizó cuidadosamente la mezcla de estos (Garg y Gupta, 2011); para SC se retiró la mezcla de tres zonas a 10 cm de profundidad y se homogenizó el material restante contenido en los reactores; en CP se retiró la muestra en tres zonas de la región central y a 40 cm de profundidad y se homogenizó la muestra restante en cada caja palet (Sánchez-Rosales *et al.*, 2017).

Una parte de la muestra fresca se usó para determinar los sólidos totales y el porcentaje de humedad, otra parte de la muestra se extendió en platos de cartón para su secado a la sombra a temperatura ambiente de laboratorio, posteriormente se tamizó en malla No. 20 (1 mm de diámetro), una proporción de la muestra destinada a análisis gravimétricos y de densidad no fue tamizada, se guardaron en bolsas de polietileno, mantenidas a temperatura de laboratorio y protegidas de la luz directa del sol hasta su análisis (Sánchez-Rosales *et al.*, 2017).

### **3.6 Variables Evaluadas**

#### **3.6.1 Variables físicas**

##### **3.6.1.1 Temperatura de los reactores**

La temperatura (TEMP) fue registrada entre las 9:00 y 11:00 horas, en el caso de los reactores fue evaluada en días alternos, la ambiental con un termómetro de máximas y mínimas (Fisher Scientific, Pittsburgh, Pennsylvania, USA) y la de los reactores con termómetro de pistilo a un rango mínimo de -20 ° y máximo de 110 °C. Para VC y SC se registró una medición en el centro del reactor a 10 cm de profundidad, en CP se registraron tres repeticiones en la zona centro del reactor a una profundidad de 40 cm (Castillo *et al.*, 2010).

Las determinaciones siguientes se realizaron por triplicado.

##### **3.6.1.2 Sólidos totales**

Esta determinación se realizó en base al peso húmedo con el método gravimétrico, por secado en estufa Felisa a 106° C (Sánchez-García *et al.*, 2015). Se pesó en balanza granataria (OHAUS Scout®Pro mod. SPU601) un bote de aluminio limpio, seco y con tapa, se anotó el peso como “tara”, se agregó la muestra húmeda en el bote, se tapó y pesó inmediatamente. Se introdujo el bote en el Horno Felisa,

colocando la tapa debajo del mismo. Se dejó secar durante 24 h, manteniendo la temperatura de la estufa en 106° C. Se sacó el bote de la estufa, tapándolo bien y se colocó en el desecador hasta que se enfrió. Se pesó nuevamente.

Cálculos:

$$\% \text{ Hum} = \frac{(\text{Peso muestra húmeda} + \text{tara}) - (\text{Peso muestra seca} + \text{tara})}{\text{Peso muestra húmeda}}$$

$$\% \text{ Sólidos Totales} = \frac{(\text{Peso del residuo seco} + \text{plato}) - (\text{peso del plato}) \times 100}{(\text{Peso de la muestra húmeda} + \text{plato mg}) - (\text{peso del plato})}$$

### 3.6.1.3 Volumen del contenido de la materia orgánica en el reactor

Este valor fue expresado en porcentaje y fue determinado con la medida de la altura del contenido de la MO en los reactores la que se realizó con flexómetro (Scala Mod 810-10 m, 3661), dicha medición se llevó a cabo previo a la toma de las muestras. Los cálculos se realizaron de la siguiente manera:

$$\text{Volumen inicial (VI)} = \text{Ancho del reactor} * \text{largo del reactor} * \text{altura de los residuos al día 1}$$

$$\text{Volumen al día de muestreo (VMn)} = \text{Ancho del reactor} * \text{largo del reactor} * \text{altura de los residuos al día del muestreo } n$$

$$\% \text{ Volumen} = \text{VMn} * 100 / \text{VI}$$

#### **3.6.1.4 Densidad**

La densidad fue determinada de acuerdo a lo propuesto por Huerta-Pujol *et al.* (2010). Una probeta de 100 mL fue pesada en balanza granataria (OHAUS Scout®Pro mod. SPU601), posteriormente se añadió la mezcla tamizada hasta los 25 mL y se golpeó tres veces la probeta para asentar la muestra, esto mismo se repitió a los 50, 75 y 100 mL. Se pesó el contenido final y se determinó la densidad como sigue:

$$\text{Densidad} = \text{PPM} - \text{PPV} = \text{PM}/100$$

Donde:

PPM = Peso de probeta con muestra

PPV = Peso de probeta vacía

PM = Peso de la muestra

#### **3.6.1.5 Contenido de retención de agua**

En un vaso de precipitados se colocó la cantidad de muestra secada al aire hasta la medición correspondiente a 100 mL, posteriormente se colocó agua hasta que la superficie de la muestra reflejara un espejo de agua, se midió el volumen que se denominó espacio poroso (P), se dejó reposar por una hora y posteriormente se pasó por papel filtro de No 4 y se registró el agua obtenida por gravedad (A), la diferencia entre P y A es la proporción de retención de agua (W) y las tres mediciones se expresaron en porcentaje (Zhao *et al.*, 2012).



### 3.6.1.6 Tamaño de la partícula

El tamaño de la partícula fue determinada pesando 50 g de muestra secada al aire en balanza granataria (OHAUS Scout®Pro mod. SPU601) tamizada con malla de 4.75 y 2.00 mm de diámetro. Después se pesó el contenido correspondiente de cada dimensión y los valores fueron expresados en porcentaje (Zhang *et al.*, 2013). De esta manera se registraron tamaños de la partícula agrupados de la siguiente manera:

$\leq 4.75$  mm

4.74 a 2.00 mm

$\geq 1.99$  mm

### 3.6.2 Variables químicas

#### 3.6.2.1 Nitrógeno total (Nt)

El Nt se cuantificó por el método Micro-Kjeldahl, (APHA, 1992). Se pesó en una balanza analítica Chyo JL-200, 0.1 g de muestra seca a temperatura ambiente y tamizada en malla 20 (1 mm de diámetro) la que se colocó en un matraz Micro-Kjendhal, se adicionaron 0.3 g de selenio (Se) grado reactivo y 3 mL de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) concentrado, el matraz se colocó en un digestor Novatech con seis niveles de temperatura dentro de una campana de extracción Labconco Protector Perchloric Acid Hood hasta que la muestra tomó un color verde pistacho, se retiró del digestor y se dejó enfriar. Ya frío se adicionaron 29 mL de H<sub>2</sub>O desionizada y tres gotas de fenoftaleína al 0.1% (0.1 g de C<sub>6</sub>H<sub>4</sub>-4OH<sub>2</sub> en 100 mL de alcohol etílico absoluto) y se dejó reposar. Mientras tanto se preparó una solución receptora en matraz con 30 mL de ácido bórico (H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>) al 4%; al que se le agregaron seis gotas de rojo de metilo y seis gotas de verde de bromocresol por muestra. Al matraz con la muestra digerida se les agregó hidróxido de sodio (NaOH) al 40% hasta que el contenido viró a una coloración púrpura, inmediatamente se colocó en el destilador Micro Kjendhal Labconco Rapid Distillation Unit hasta que la solución receptora

presentó un cambio de coloración a verde botella. Se retiró del equipo de destilación para titular la solución receptora con ácido clorhídrico (HCl) al 0.2 N, valorado previamente, se agregó gota a gota el HCl hasta que la mezcla receptora viró a coloración púrpura, entonces se midió la cantidad de HCl usado y el porcentaje de Nt se determinó de la siguiente manera:

$$\% \text{ N-total} = (\text{mL HCl}) * (\text{normalidad del HCl}) * (0.014) * (100/\text{peso de muestra g}).$$

### **3.6.2.2 Concentración de nitratos (N-NO<sub>3</sub>)**

La determinación de N-NO<sub>3</sub> se realizó por el método de Brucina y espectrofotometría UV-visible (APHA, 1992). Se pesaron en una balanza analítica Chyo JL-200 3 g de muestra seca a temperatura ambiente y tamizada en malla 20 (1 mm de diámetro), la muestra pesada se colocó en matraz de 125 mL al que se adicionaron 15 mL de Solución Morgan (60.9149 g de acetato de sodio anhidro más 500 mL de H<sub>2</sub>O desionizada más 30 mL de ácido acético glacial al 99.5%, aforado a 1 L y ajustado a un pH a 4.8 con ácido acético glacial o NaOH 0.25 N), se agitó en Agitador Lab-line junior orbit Shaker durante 30 min horizontalmente. Se dejó en reposo y se filtró con papel Whatman No. 10. Se tomaron 5 mL de alícuota y se vertió en matraz de 50 mL. Se agregó 0.4 mL de Brucina al 4% y 10 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado dando movimientos rotatorios. Se esperó 20 min para la acentuación del color amarillo. Se agregaron 10 mL de H<sub>2</sub>O destilada, agitando durante la adición. Se colocó el matraz en una habitación fría para evitar precipitaciones. De esta mezcla se tomó la lectura en el espectrofotómetro UV-visible (HACH DR 5000) a  $\lambda$  425 nm cuando la solución llegó a temperatura ambiente.

### **3.6.2.3 Carbono orgánico total (COT)**

La determinación de carbono orgánico total (COT) se realizó por el método de Walkley-Black, (ASTM, 2000). Se pesaron con balanza analítica Chyo JL-200 0.05 g

de muestra seca a temperatura ambiente y tamizada en malla No. 20 (1 mm de diámetro) en un matraz erlenmeyer de 500 mL. Se agregaron 5 mL de dicromato de potasio (49.04 g de  $K_2Cr_2O_7$  aforados a 1 L  $H_2O$ ), y 5 mL de  $H_2SO_4$  concentrado. Se mezcló mediante giro suave, para evitar que la muestra quedara adherida a las paredes del matraz. Se dejó en reposo 30 min. Se prepararon dos blancos en paralelo. Se diluyó con 100 mL de  $H_2O$ , se añadió 3 mL de ácido fosfórico concentrado y 4 gotas de difenilamina sulfanato bórico (0.5 g de  $Ba(C_6H_5.NH.C_6H_4SO_3)_2$  en 20 mL de  $H_2O$  destilada más 100 mL  $H_2SO_4$  concentrado). Se tituló con sulfato ferroso (139 g de  $FeSO_4 \cdot 7H_2O$  grado reactivo en  $H_2O$  destilada, agregando 15 mL de  $H_2SO_4$  concentrado; fría la solución se aforó a 1 L), hasta una coloración verde brillante. La concentración de MO se calculó con la siguiente fórmula:

$$\% C = 5 * 1 - (\text{mL gastados en muestra} / \text{mL gastados en blanco}) * (0.3 / \text{peso muestra})$$

#### **3.6.2.4 Relación C/N**

La relación C/N se determinó con la relación de COT y Nt obtenidos de los análisis elaborados.

#### **3.6.2.5 Potencial hidrógeno (pH)**

Se determinó mediante dilución con agua destilada 1:10 (p/v) de la siguiente manera: se pesaron con balanza analítica Chyo JL-200 5 g de muestra seca a temperatura ambiente y tamizada en malla No. 20 (1 mm de diámetro), la muestra se colocó en un vaso de precipitado. Se agregaron 50 mL de agua destilada, se dejó reposar 15 minutos. Se agitó mecánicamente durante 10 min a una velocidad de 220 rpm en Agitador Lab-line junior orbit Shaker. Se dejó reposar durante 30 min. Se tomó la lectura en potenciómetro (Fisher Scientific Accument AB15, US) introduciendo el

electrodo en el sobrenadante y tocando ligeramente la capa de sedimento (Irshad *et al.*, 2013).

#### **3.6.2.6 Conductividad eléctrica**

La conductividad eléctrica (CE) fue determinada mediante conductímetro (Solubredge Beackman) en dilución con agua desionizada 1:10 (p/v), para ello se pesaron con balanza analítica Chyo JL-200 5 g de muestra seca a temperatura ambiente y tamizada en malla No. 20 (1 mm de diámetro), la muestra se colocó en un vaso de precipitados, se agregaron 50 mL de H<sub>2</sub>O destilada, se agitó mecánicamente durante 60 minutos en Agitador Lab-line junior orbit Shaker una velocidad de 220 rpm y pasado este tiempo se filtró con papel Whatman No.10 y se tomó la lectura (Irshad *et al.*, 2013).

#### **3.6.2.7 Extracción de sustancias húmicas**

La extracción de SH se realizó a partir de los residuos transformados siguiendo la metodología referida por Huelva *et al.* (2013).

Se pesaron con balanza analítica Chyo JL-200 5 g de la muestra secada a la sombra y tamizada en malla 20 (1 mm de diámetro), se agregaron 50 mL de NaOH 0.1 M (4 g de NaOH en 1000 mL de H<sub>2</sub>O destilada), se agitó en Agitador Lab-line junior orbit Shaker durante 4 horas a 140 rpm, posteriormente fue extraído el sobrenadante y se centrifugó (Dynac Clay Adams) a 3000 rpm por 20 min, una parte del sobrenadante se reservó una alícuota para determinar el contenido de carbono extraíble (CEX), al sobrenadante restante se le adicionó HCl 6 M (476.19 mL en 1000 mL de H<sub>2</sub>O) hasta obtener un pH de 2 y se mantuvo en refrigeración a 4 °C por 24 horas, la fracción floculada fue centrifugada (Dynac Clay Adams) a 3000 rpm por 20 minutos y el sobrenadante fue reservado para determinar el contenido de carbono de la fracción fúlvica (CFF).

### 3.6.2.8 Contenido de carbono extraíble

La determinación del CEx se realizó por espectrofotometría UV-directa a 590 nm (Espectrofotómetro UNICO, mod. UNC-S-2150) con el método de Walkley-Black por oxidación de dicromato de potasio (Huelva *et al.*, 2013). De los extractos de CEx se tomó un mL que fue depositado en un matraz de aforo de 50 mL, en campana de extracción se adicionaron 5 mL de dicromato de potasio (49.04 g de  $K_2Cr_2O_7$  aforados a 1000 mL  $H_2O$  destilada) y 10 mL de  $H_2SO_4$  concentrado. Se mezcló con giro suave y se dejó reposar por 30 min. Se preparó un blanco en paralelo al que se adicionó 1 mL de  $H_2O$  destilada. Se aforó a 50 mL con  $H_2O$  destilada y cuando la mezcla se enfrió fue leída a 590 nm.

Para la referencia del contenido de carbono se preparó una curva de calibración. Se disolvieron 100 mg de glucosa en agua destilada y se aforó a 100 mL. Esto representó una concentración de 1 mg/mL. En matraces de aforo de 50 mL se adicionaron 0, 5, 10, 15, 20 y 25 mL de la solución de glucosa. El primero fue el blanco. En los restantes había 2, 4, 6, 8 y 10 mg de carbono en función de la fracción másica de carbono en la glucosa. En cada uno de los matraces se corrió la determinación para carbono orgánico por colorimetría como se describió previamente.

### 3.6.2.9 Contenido de la fracción fúlvica

El sobrenadante obtenido a partir de la acidificación del CEx fue refrigerado y usado para determinar el CFF de la siguiente manera:

Se tomó un mL que fue depositado en un matraz de aforo de 50 mL, en campana de extracción se adicionaron 5 mL de dicromato de potasio (49.04 g de  $K_2Cr_2O_7$  aforados a 1000 mL  $H_2O$  destilada) y 10 mL de  $H_2SO_4$  concentrado. Se mezcló con giro suave y se dejó reposar por 30 min. Se preparó un blanco en paralelo al que se adicionó 1

mL de H<sub>2</sub>O destilada. Se aforó a 50 mL con H<sub>2</sub>O destilada y cuando la mezcla se enfrió fue leída a 590 nm.

Para la referencia del contenido de carbono se preparó una curva de calibración. Se disolvieron 100 mg de glucosa en agua destilada y se aforó a 100 mL. Esto representó una concentración de 1 mg/mL. En matraces de aforo de 50 mL se adicionaron 0, 5, 10, 15, 20 y 25 mL de la solución de glucosa. El primero fue el blanco. En los restantes había 2, 4, 6, 8 y 10 mg de carbono en función de la fracción másica de carbono en la glucosa. En cada uno de los matraces se corrió la determinación para carbono orgánico por colorimetría como se describió previamente. La determinación del contenido de CFF se realizó por espectrofotometría UV-directa a 590 nm (Espectrofotómetro UNICO, mod. UNC-S-2150) con el método de Walkley-Black por oxidación de dicromato de potasio (Huelva *et al.*, 2013).

#### **3.6.2.10 Relación de humificación**

La relación de humificación (RH) fue determinada a partir del contenido de C total sobre el CEx expresado en porcentaje (Alvarenga *et al.*, 2016), de acuerdo al siguiente algoritmo:

$$(CEx/COT)*100$$

#### **3.6.2.11 Determinación del coeficiente óptico E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>**

Para la determinación del coeficiente óptico E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> de la fracción de SH el residuo sólido de la segunda centrifugación realizada para la extracción de la fracción húmica fue lavado con H<sub>2</sub>O destilada hasta obtener un pH neutro y se re-disolvió en NaHCO<sub>3</sub> 0.05 M (4.2 g de NaHCO<sub>3</sub> aforados a 1000 mL de agua destilada), a una proporción de 1:2.5 (Chang *et al.*, 2014), posteriormente se centrifugó a 3000 rpm durante 20 min, el sobrenadante fue leído a las absorbancias a 465 y 665 nm en

espectrofotómetro de UV directa (Espectrofotómetro UNICO, mod. UNC-S-2150) y se usó la disolución de NaHCO<sub>3</sub> 0.05 M como blanco. El coeficiente óptico se obtuvo a partir de la división de las absorbancias a 465 y 665 nm.

### 3.6.3 Variables biológicas

#### 3.6.3.1 Índice de germinación

La fitotoxicidad se evaluó según el método descrito por Zucconi *et al.* (1981). Para ello se preparó un extracto en dilución con H<sub>2</sub>O desionizada 1:10 (p/v), se pesaron con balanza analítica Chyo JL-200 5 g de muestra seca a temperatura ambiente y tamizada en malla No. 20 (1 mm de diámetro); se colocó la muestra en un matraz erlenmeyer y se agregaron 50 mL de H<sub>2</sub>O desionizada, se agitó la muestra durante 1 h en Agitador Lab-line junior orbit Shaker, posteriormente se centrifugó en centrífuga (Dynac Clay Adams) a 5000 rpm durante 15 min, enseguida se filtró el sobrenadante con papel Whatman No. 10, se transfirieron 5 mL de este extracto en una caja Petri (9 cm de diámetro) que contenía papel absorbente y en la que se le depositaron posteriormente 20 semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) cv Climax para su germinación in vitro. Las cajas Petri fueron colocadas en oscuridad a 24 °C durante 120 h. Se preparó un control negativo con H<sub>2</sub>O destilada y un control positivo con solución de Zn al 0.001 molar (Se preparó una solución 0.001M con 0.484362 g de sulfato de zinc hepta-anhidro aforado a 1L de agua).

La respuesta se evaluó de acuerdo con el índice de germinación (IG) calculada de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$IG = ((G * L)/(G0 * L0)) * 100$$

Donde:

G: % de germinación de la muestra

L: Longitud de plántula de la muestra

GO: % de germinación del control negativo

L0: Longitud de plántula del control negativo

### 3.6.3.2 Dinámica poblacional de *E. fetida* en vermicompostaje

En los reactores correspondientes de VC se midió el contenido de la población de *Eisenia fetida* a los 56, 84, 112, 150, 175 y 196 DT. En el laboratorio fueron contabilizados como: cocones, lombriz juvenil:  $\geq 2$  cm, lombriz pre-adulta:  $\leq 2$  cm no clitelada y lombriz adulta: clitelada (Acosta-Durán *et al.*, 2013), la población se contabilizó como individuos por litro.

Dado que la muestra se realizó de tres tomas con un cilindro de  $254 \text{ cm}^3$  de capacidad, entonces el volumen muestreado total se determinó como sigue:

$$254 \text{ cm}^3 * 3 = 763 \text{ cm}^3$$

El cálculo del número de ejemplares por litro se realizó de la siguiente manera:

$$\text{Número de ejemplares muestreados} / 763 \text{ cm}^3 = (\text{Número de ejemplares} / \text{cm}^3) * 1000$$

## 3.7 Diseño Experimental

El experimento consistió en tres sistemas de transformación con cuatro repeticiones cada uno, ocho muestreos durante el tiempo de descomposición realizados cada 28 días y tres evaluaciones analíticas por muestra. Se utilizó un diseño de parcelas divididas con observaciones a través del tiempo, quedando definido el efecto principal por el sistema de transformación de los residuos orgánicos y el efecto secundario por los días de transformación.



### 3.8 Análisis Estadístico

El análisis estadístico se realizó en dos etapas: en la primera se elaboró el análisis de varianza (ANOVA) y la comparación de medias con la prueba Tukey ( $P \leq 0.05$ ) para establecer la tendencia de los indicadores evaluados a través del tiempo en cada sistema de transformación.

La segunda etapa consistió en modelar los procesos de mineralización y humificación. Para esto, se tomaron los parámetros indicadores de mineralización siguientes: COT, CE,  $\text{NO}_3$ , IG, VOL,  $E_4/E_6$ , tamaño de las partículas y RH de acuerdo a diversos criterios (Fornes *et al.*, 2012; Haynes *et al.*, 2015; Tatàno *et al.*, 2015; Luo *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2017; Sharma *et al.*, 2018), mientras que los indicadores de humificación como COT, pH, CEx, DENS, RH,  $E_4/E_6$  y TEMP se tomaron de acuerdo con Fornes *et al.* (2012), Chen *et al.* (2017), Bazrafshan *et al.* (2016), Abaker *et al.* (2018), Dores-Silva *et al.* (2018), Mushtaq *et al.* (2018) y Sable *et al.* (2019).

A los indicadores de mineralización y humificación por separado se les aplicó la matriz de correlación por sistema y a diferentes fechas de muestreo. El criterio para elegir fechas e indicadores fue que se obtuvieran valores de correlación iguales o mayores a 0.4 en valor absoluto (Laguna, 2014), lo que refleja que los parámetros están contribuyendo de manera conjunta en el proceso.

Posteriormente, con las fechas e indicadores seleccionados se realizó el análisis de componentes principales (ACP), con la finalidad de reducir la dimensionalidad y determinar el porcentaje de variación (eigenvalor) en el conjunto de datos del primer componente principal (CPrin 1). Adicionalmente, este análisis nos permitió detectar el nivel de contribución de cada indicador a través del eigenvector del CPrin 1, con lo cual todavía se pudo llevar a cabo una selección de indicadores, descartando aquellos que no mostraron contribución importante al CPrin 1.

Con el eigenvector del CPrin 1 se elaboró la representación gráfica de la intensidad de los procesos con respecto al tiempo y debido a que expresa en conjunto el nivel de abundancia de los indicadores, fue posible identificar en el inicio de la

transformación a los insumos y en el final a los que representan los productos además, con la  $R^2$  de la línea es posible registrar la ecuación de los modelos que expliquen las tendencias en cada proceso.

Para realizar el análisis estadístico, la matriz de correlación y el ACP se utilizó el programa SAS (Statistical Analysis System) versión 9.0. (Stokes *et al.*, 2012). Para realizar los modelos de intensidad de los procesos de mineralización y humificación en cada uno de los sistemas de transformación de la MO se utilizó el programa SPSS versión 16.

## IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1 Tendencias de los Indicadores Físicos, Químicos y Biológicos de la Materia Orgánica Durante el Tiempo en Tres Sistemas de Transformación Controlada

#### 4.1.1 Indicadores físicos

##### 4.1.1.1 Temperatura

En la Figura 6 se presenta la temperatura de los reactores y la temperatura ambiental registrada durante el periodo de transformación.

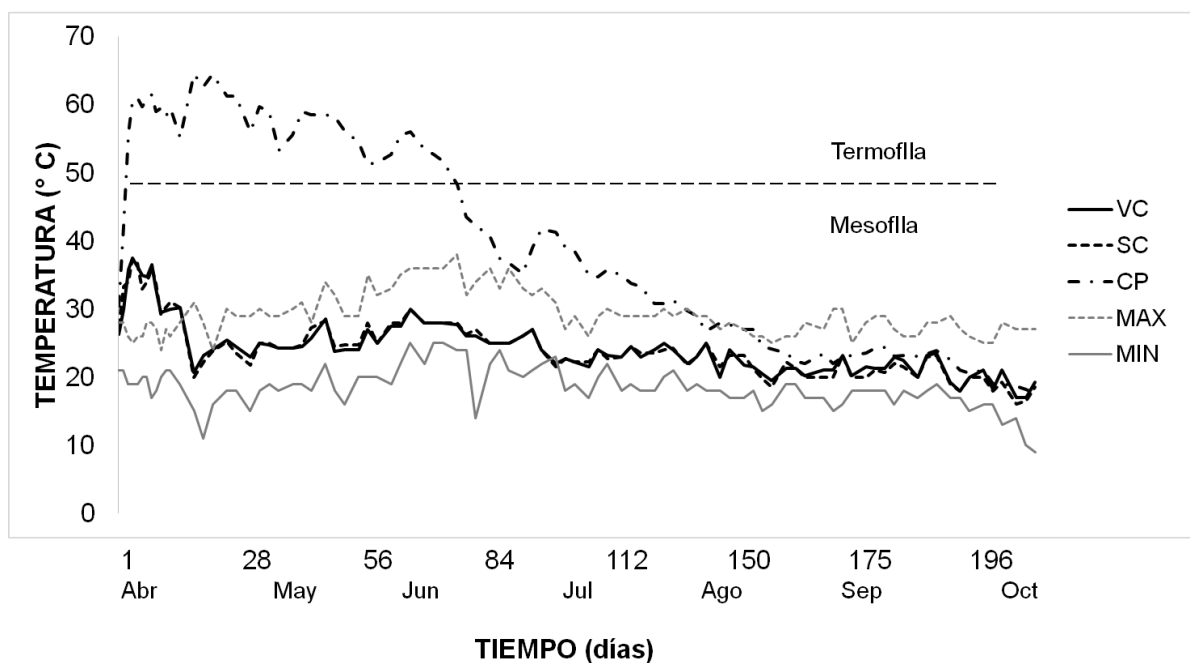


Figura 6. Variación de la temperatura ambiental y de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

Como era de esperarse, la temperatura ambiental influyó sobre la temperatura de las mezclas para VC y SC, esto mismo ha sido reportado para VC por diversos autores

(Garg y Gupta, 2011; Fornes *et al.* 2012;), en el caso de SC la temperatura menor a los 40 °C se atribuyó a un reducido volumen de MO en descomposición (Castillo *et al.*, 2010; Smith y Jasim, 2009; Sánchez-Rosales *et al.*, 2017; Neugebauer y Sołowiej, 2017).

Tanto en VC como en SC se observó un ligero incremento de la temperatura durante los primeros 12 días, lo que también fue mencionado por Ndegwa y Thompson (2001).

La temperatura observada en CP presentó fase termófila desde los 2 y hasta los 65 DT, posteriormente se observó un descenso constante, el lapso de la fase termófila coincidió con Banegas *et al.* (2007) y Kebibeche *et al.* (2019), quienes consideraron que los residuos lignocelulosíticos de tipo recalcitrante presentaron lenta velocidad de descomposición como consecuencia de la resistencia a la biodegradación del material sometido a compostaje. En este experimento se detectó en CP un incremento de la temperatura hacia los 90 DT, lo que ocurrió posterior a actividades de volteo y humedecimiento del material, resultados similares han sido mencionados por otros investigadores (López-González *et al.*, 2015; Czekala *et al.*, 2017) quienes atribuyeron tal incremento de temperatura a la integración de material que no había sido aún homogenizado.

Hastuti *et al.* (2019) afirmaron que la disminución de la temperatura de la mezcla estuvo relacionada con la reducción del tamaño de las partículas, debido a que esto disminuía el espacio poroso y reducía el contenido de oxígeno.

#### 4.1.1.2 Volumen

En la Figura 7 se observa la reducción del volumen de la MO contenida en los reactores durante el tiempo de transformación.

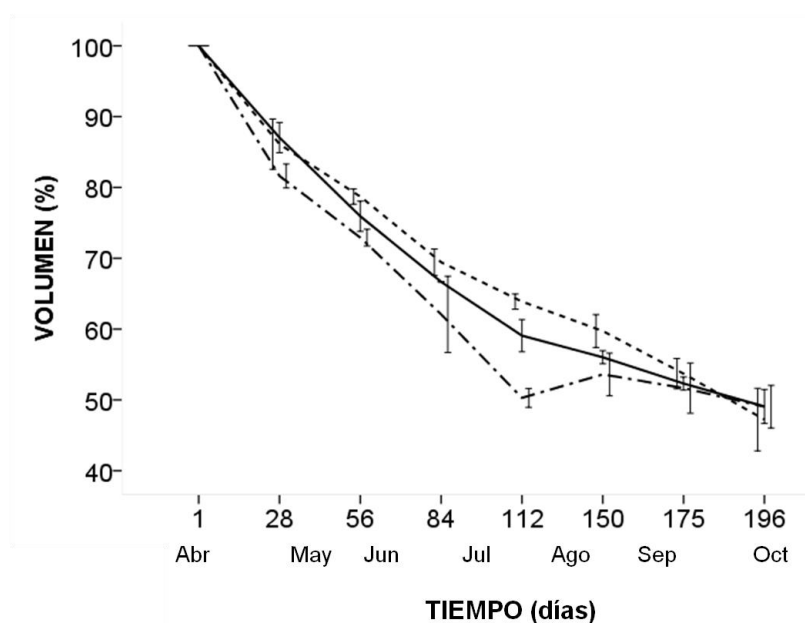


Figura 7. Volumen (%) del contenido de la materia orgánica en los reactores sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

En los tres sistemas la disminución de volumen es constante; en VC y CP se observaron cambios no significativos desde los 112 DT, en SC el descenso fue significativo hasta el final del experimento. A los 28 DT se observó reducción significativa del volumen en el CP comparada con los otros sistemas, lo que ha sido relacionado con la fase termófila, dado que la intensidad de la actividad microbiana está relacionada con la degradación de la MO y el fraccionamiento de los ingredientes, lo que se refleja en condensación del material (Seal *et al.*, 2012).

El volumen del material en transformación ha sido relacionado con pérdida del contenido de MO (Íñiguez *et al.*, 2006), aunque la reducción se ha atribuido a la

disminución del tamaño de partícula, la disminución de poros y a la pérdida de masa (Breitenbeck y Schellinger, 2004).

En el Cuadro 3 se observa la media del volumen de la MO contenida en los reactores de cada uno de los sistemas de transformación durante el tiempo. Como se puede observar, los valores finales del volumen fueron similares entre sistemas, lo que podría indicar que con diferentes tratamientos, la mezcla usada en esta investigación presentó similar eficiencia, el porcentaje de reducción de volumen coincidió con registros de residuos celulosíticos durante cien días de compostaje, además se observaron diferencias entre mezclas de naturaleza diversa (Breitenbeck y Schellinger, 2004).

Cuadro 3. Medias y sus desviaciones del volumen de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	VC	SC	CP
1	100.00±0.00 Aa	100.00±0.00 Aa	100.00±0.00 Aa
28	87.04±2.14 Bb	86.11±3.55 Bb	81.62±1.69 Ab
56	75.93±2.14 ABc	78.70±1.07 Bc	72.91±1.19 Ac
84	66.67±0.00 Bd	69.44±1.85 Bd	62.03±5.39 Ad
112	59.07±2.27 Ce	63.89±1.07 Be	50.27±1.34 Ae
150	56.02±0.93 Be	59.72±2.33 Bf	53.59±3.00 Af
176	52.31±0.93 Af	53.70±2.14 Ag	51.66±3.55 Afe
196	49.07±2.39 Ag	47.22±4.41 Ah	49.05±3.00 Ae

Valores con letras mayúsculas distintas (ABC) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcdefgh) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

### 4.1.1.3 Densidad

En la Figura 8 se presenta el comportamiento de los sistemas de transformación en relación a la densidad de la mezcla.

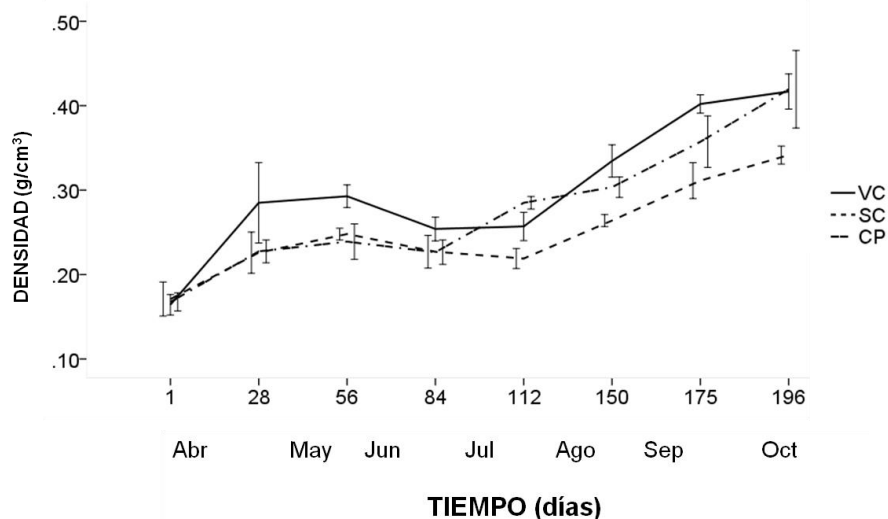


Figura 8. Densidad ( $\text{g/cm}^3$ ) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

Se observa que el valor de la densidad para los tres sistemas se incrementó, sin embargo se detectó una disminución a los 84 DT, continuando posteriormente con incrementos significativos hasta que a los 175 DT en los que se registraron valores similares a los 196 DT, el valor final del producto de VC no presentó diferencia con el de CP y el de SC fue diferente a los otros (Cuadro 4).

Otros investigadores informaron que el VC tuvo una densidad aparente significativamente menor y una mayor porosidad total que el CP (Haynes y Zhou 2016). El incremento en la densidad del VC coincidió con lo publicado por Haynes y Zhou (2016) quienes informaron de un cambio de  $0.31$  a  $0.45 \text{ g/cm}^3$  a los 50 días, en este experimento fue de  $0.16$  a  $0.42 \text{ g/cm}^3$  a los 196 días.

El incremento de la densidad ha sido adjudicado a la disminución del tamaño de la partícula durante el compostaje de residuos sólidos municipales (Jain *et al.*, 2018).

Cuadro 4. Medias y sus desviaciones de la densidad ( $\text{g/cm}^3$ ) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	VC	SC	CP
1	0.16±0.01 Aa	0.17±0.05 Aa	0.17±0.01 Aa
28	0.29±0.01 Bbc	0.23±0.02 Abc	0.23±0.02 Abc
56	0.29±0.01 Bb	0.25±0.02 Ac	0.24±0.02 Ab
84	0.25±0.02 Bc	0.23±0.01 Abc	0.23±0.02 Ab
112	0.26±0.01 Ac	0.22±0.01 Bb	0.29±0.02 Ac
150	0.33±0.01 Ad	0.26±0.01 Bc	0.30±0.01 Ac
176	0.40±0.02 Ce	0.31±0.01 Bd	0.36±0.01 Ad
196	0.42±0.01 Ae	0.34±±0.03 Bd	0.42±0.05 Ad

Valores con letras mayúsculas distintas (ABC) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcde) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.



#### 4.1.1.4 Retención de agua

En la Figura 9 se observa incremento en el porcentaje de la retención de agua a lo largo del proceso de transformación en los tres sistemas.

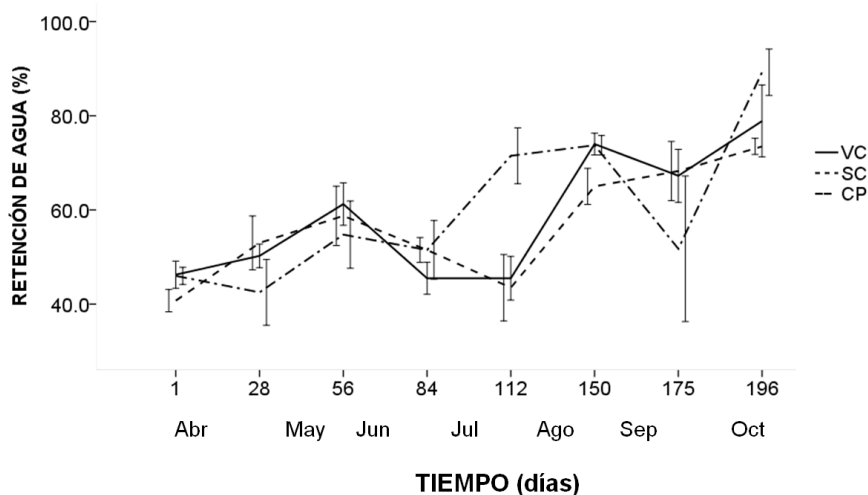


Figura 9. Retención de agua (%) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

En el Cuadro 5 se puede observar que los valores finales de retención de agua en VC fueron similares a los del CP y para este sistema fue a los 196 DT cuando se presentaron los porcentajes mayores de retención.

Los incrementos observados en este experimento coincidieron con los hallazgos en muestras de compost con rangos superiores a 168 % (Seal *et al.*, 2012), el incremento del contenido de agua durante los procesos de transformación ha sido atribuido al aumento de espacio poroso del producto (Ruggieri *et al.*, 2009), también se ha afirmado que se debe a la abundancia de humus en el compost (Seal *et al.*, 2012).

Cuadro 5. Medias y sus desviaciones de la retención de agua (%) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	VC	SC	CP
1	46.25±2.87 Aa	40.75±2.86 Aa	46.00±1.83 Aa
28	50.25±2.50 Aab	53.00±5.72 Bb	42.50±7.00 Aa
56	61.25±4.50 Ab	58.75±6.29 Ab	54.75±7.14 Ab
84	45.50±3.42 Aa	51.50±2.65 Ab	51.50±6.24 Aab
112	45.50±4.65 Ba	43.50±7.05 Ba	71.50±5.92 Ac
150	74.00±2.31 Ac	65.00±3.83 Abc	73.75±2.06 Ac
176	67.25±5.62 Bbc	68.25±6.29 Bc	51.75±15.46 Aab
196	78.89±7.63 ABc	73.50±1.73 Bc	89.25±4.92 Ad

Valores con letras mayúsculas distintas (AB) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcd) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

#### 4.1.1.5 Tamaño de las partículas

En la Figura 10 se presenta la variación del tamaño de las partículas para los diferentes sistemas durante el tiempo de transformación.

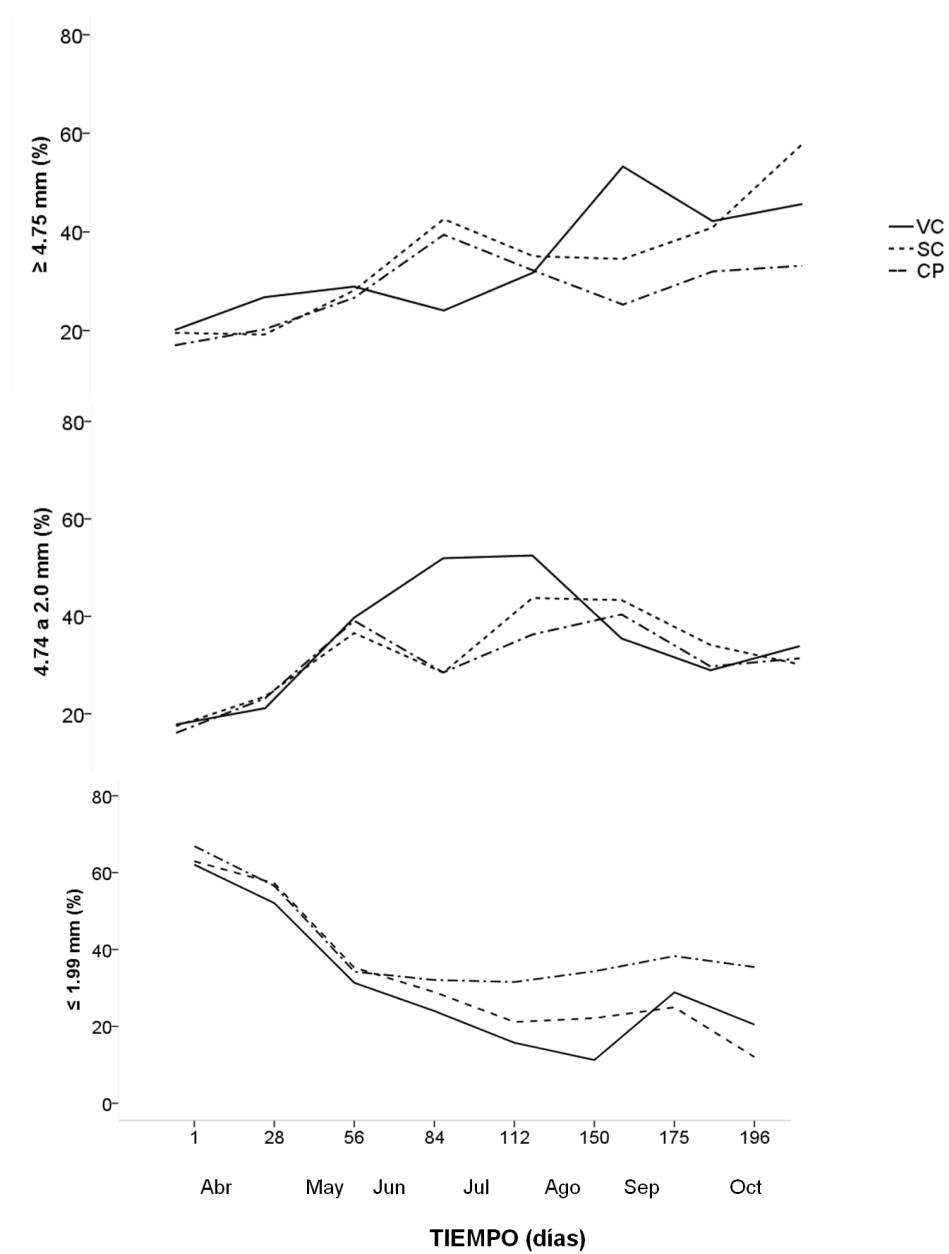


Figura 10. Proporción del tamaño de las partículas (%) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

El tamaño de las partículas durante el tiempo del experimento varió en los tres sistemas (Cuadro 6). Como se puede observar en el tamaño  $\geq 4.75$  mm hubo oscilaciones, sin embargo se detectó incremento al final del experimento para los tres sistemas.

La proporción de las partículas con el tamaño de 4.74 a 2.00 mm presentó un patrón de incremento y reducción durante el tiempo, esta tendencia presentó diferencias entre sistemas y al final del experimento es notorio que los valores no fueron significativamente diferentes. El incremento de la proporción del tamaño de las partículas de esta dimensión ha sido registrado en otros procesos de compostaje (Bachman y Metzger, 2007), además, en el VC se ha considerado que las lombrices de tierra pueden ser capaces de digerir selectivamente las partículas de 10–200 mm a partículas más finas de 0–2 mm Zhao *et al.* (2010). Por otro lado el incremento de la proporción de las partículas con menor tamaño durante el compostaje ha sido adjudicado como efecto de la degradación de la MO por los microorganismos (Ndegwa y Thompson, 2001; Doublet *et al.*, 2010; Pandit *et al.*, 2012).

En este experimento se registró disminución de la proporción del tamaño de las partículas de  $\geq 1.99$  mm en los tres sistemas a lo largo del tiempo, sin embargo fue hasta los 56 DT en que dicho comportamiento presentó similitudes entre sistemas, posteriormente la disminución fue menos intensa en SC y VC, en tanto que para CP no se detectaron cambios significativos (Cuadro VI), estos resultados presentan diferencias dado que se presume que la degradación de la MO incrementa la proporción de partículas mayormente finas (Gabhane *et al.*, 2012), no obstante se sabe que la lombriz degrada los residuos por medio del efecto de su sistema digestivo, aportando características coloidales al vermicompost, lo que predispone la formación de agregados estables (Zhao *et al.*, 2010).

Los resultados de investigaciones recientes parecen indicar que un alto porcentaje de partículas entre 0.25 y 2.00 mm en el compost final, tal como fue observado en este experimento, se ha relacionado de manera directa con la retención de humedad (Gabhane *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2013).

Cuadro 6. Medias y sus desviaciones de la proporción del tamaño de las partículas (%) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	1	28	56	84	112	150	175	196
<b>≥ 4.75 mm (%)</b>								
<b>VC</b>	20.11±2.87 Aa	26.77±1.09 Aab	28.91±1.37 Aab	24.07±7.49 Bab	31.78±2.69 Ab	53.28±7.00 Bc	42.19±16.57 Abc	45.66±13.75 Abc
<b>SC</b>	19.54±0.66 Aa	19.19±1.64 Aa	28.15±0.82 Ab	42.61±23.15 Abc	35.08±5.23 Ab	34.52±10.63 Bb	40.92±11.39 Abc	57.81±9.22 Bc
<b>CP</b>	17.02±3.05 Aa	20.25±2.04 Aa	26.64±1.58 Aab	39.43±9.76 Ab	32.18±14.31 Aab	25.27±12.88 Aa	31.98±7.86 Aab	33.15±5.25 Ab
<b>4.74 a 2.00 mm (%)</b>								
<b>VC</b>	17.8±0.71 Aa	21.14±1.77 Aa	39.74±2.62 Ab	51.93±6.56 Bc	52.48±7.19 Bc	35.47±5.67 Abd	28.94±5.71 Ad	33.88±6.29 Abd
<b>SC</b>	17.49±0.90 Aa	23.56±0.84 Ab	36.56±0.75 Acd	28.45±9.55 Abc	43.77±1.89 ABd	43.33±8.42 Ad	34.11±5.67 Ac	30.14±5.09 Ac
<b>CP</b>	16.08±2.04 Aa	23.19±1.92 Ab	39.11±2.49 Ac	28.49±1.87 Ab	36.27±4.45 Ac	40.40±4.12 Ac	29.72±3.26 Abc	31.40±7.98 Abc
<b>≤ 1.99 mm (%)</b>								
<b>VC</b>	62.08±2.99 Aa	52.09±2.27 Aa	31.35±2.33 Ab	24.00±7.29 Ab	15.74±5.65 Bc	11.25±2.56 Bc	28.87±18.20Ab	20.46±8.14 Cbc
<b>SC</b>	62.9±0.91 Aa	57.25±2.13 Aa	35.29±1.46 Ab	28.94±13.61 Abc	21.15±4.20 ABc	22.15±3.01 Ac	24.97±5.78 Abc	12.05±4.51 Bd
<b>CP</b>	66.90±4.62 Aa	56.56±3.27 Aa	34.25±2.32 Ab	32.08±9.34 Ab	31.55±1.86 Ab	34.34±13.94 Ab	38.30±8.31 Ab	35.45±9.46 Ab

Valores con letras mayúsculas distintas (ABC) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcd) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

## 4.1.2 Indicadores químicos

### 4.1.2.1 Carbono orgánico total

El contenido del COT se presenta en la Figura 11, donde se observa un comportamiento similar para los tres sistemas, ya que fue registrado descenso significativo hacia los 175 DT y no hubo diferencia entre sistemas en el último muestreo (Cuadro 7).

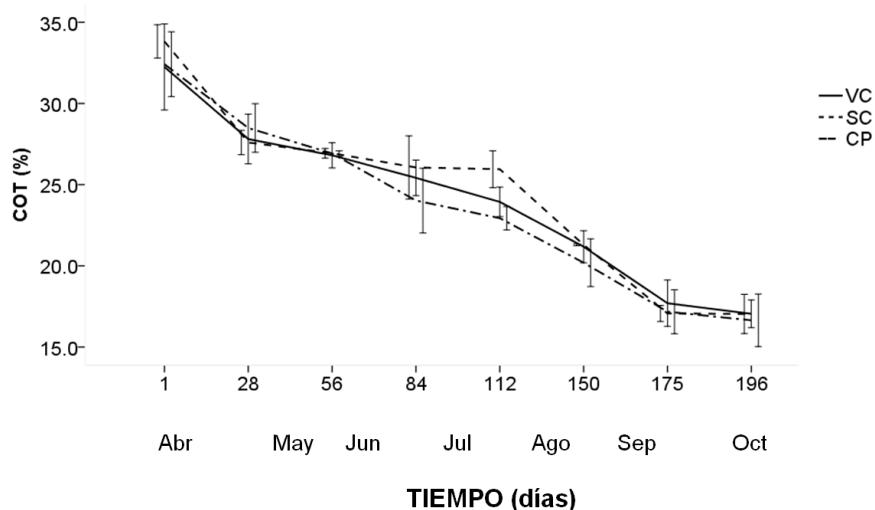


Figura 11. Variación del contenido del carbono orgánico total (COT), en porcentaje, de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

Dichos hallazgos se diferencian de lo presentado por Fornes *et al.* (2012), ya que registraron disminución del COT con mayor intensidad durante la fase termófila del compostaje, la reducción constante encontrada en este experimento fue similar a lo que informaron Mondini *et al.* (2006) con una mezcla altamente celulósica de residuos de algodón. Fue notorio que no hubo diferencia entre sistemas al final del experimento, lo que puede significar que los tres sistemas lograron degradar el contenido del COT con la misma intensidad.

Cuadro 7. Medias y sus desviaciones del contenido de carbono orgánico total (%) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	VC	SC	CP
<b>1</b>	32.25±2.65 Aa	33.82±1.03 Aa	32.42±2.00 Aa
<b>28</b>	27.81±1.53 Ab	27.60±0.75 Ab	28.49±1.50 Ab
<b>56</b>	26.81±0.78 Abc	26.93±0.29 Ab	26.92±0.17 Ab
<b>84</b>	25.42±1.10 ABc	26.06±1.95 Bb	24.02±2.00 Ac
<b>112</b>	23.91±0.91 ABc	25.95±1.13 Bb	22.93±0.72 Ac
<b>150</b>	21.18±0.99 Ad	21.29±0.06 Ac	20.19±1.47 Ad
<b>176</b>	17.70±1.43 Ae	17.07±0.50 Ad	17.18±1.35 Ae
<b>196</b>	17.04±0.85 Ae	17.04±1.21 Ad	16.65±1.61 Ae

Valores con letras mayúsculas distintas (AB) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcde) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

En el Cuadro 7 se puede observar que el contenido del COT presentó reducciones significativas sólo para el SC, lo que puede deberse a las características de los sistemas, en este sentido se ha considerado que la intensidad de degradación del COT depende de la disponibilidad del oxígeno en sistemas de aire forzado, así como al efecto de la fase termófila durante compostaje (Tong *et al.*, 2019).

#### 4.1.2.2 Nitrógeno total

El contenido de Nt se presenta en la Figura 12 donde se puede observar que hubo un ligero incremento para VC y SC durante el tiempo de transformación de los residuos, mientras que en el CP el incremento fue superior y diferente al de los otros sistemas.

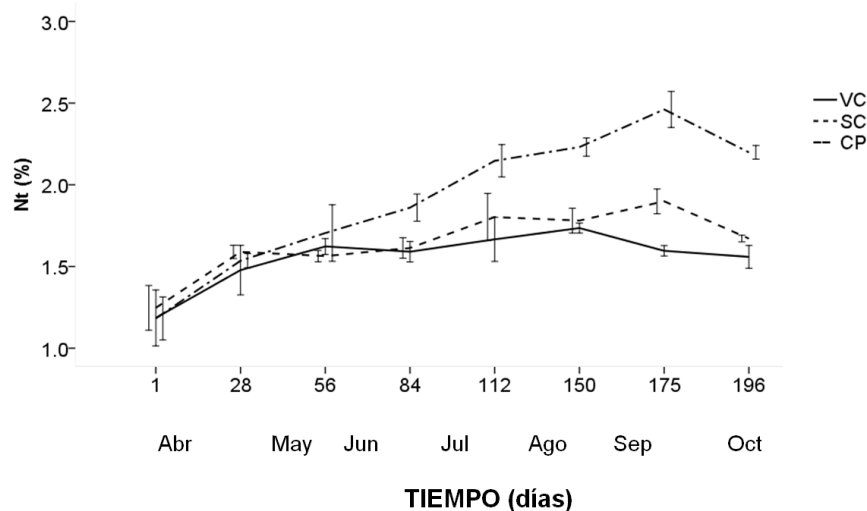


Figura 12. Variación del contenido del Nitrógeno total (Nt), en porcentaje, de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

En el Cuadro 8 se presentan los cambios posteriores a los 112 DT, los que no fueron significativos para VC y SC, aunque en CP se observó un importante incremento a los 175 DT y una disminución posterior; el incremento constante del contenido de Nt durante la transformación de los residuos coincidió con lo presentado por Fornes *et al.* (2012) y Sánchez-Monedero *et al.* (2001), quienes lo atribuyeron a la condensación de los residuos durante el proceso de transformación. El aumento del valor del Nt ha sido considerado como resultado de la aportación de biomasa microbiana y de la *E. fetida* en VC (Suthar y Sharma, 2013; Yadav y Garg, 2011), también se ha considerado que la concentración de Nt durante el vermicompostaje es debida a la mineralización de la materia orgánica y



la pérdida de carbono, ya que las lombrices de tierra utilizan una gran parte de la C disponible como fuentes de energía, en tanto que el N se conserva y se usa para construir estructuras celulares (Biabani *et al.*, 2018).

Cuadro 8. Medias y sus desviaciones de los contenidos de nitrógeno total (%) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	VC	SC	CP
1	1.19±0.17 Aa	1.25±0.14 Aa	1.18±0.13 Aa
28	1.48±0.15 Ab	1.59±0.04 Ab	1.54±0.04 Ab
56	1.62±0.05 Ac	1.56±0.03 Ab	1.70±0.17 Ac
84	1.59±0.06 Bbc	1.61±0.06 Bb	1.86±0.08 Ad
112	1.67±0.13 Bc	1.80±0.14 Bc	2.15±0.10 Ae
150	1.74±0.03 Bc	1.78±0.08 Bc	2.23±0.06 Ae
176	1.60±0.03 Cbc	1.90±0.08 Bc	2.46±0.11 Af
196	1.56±0.07 Bbc	1.67±0.02 Bbc	2.20±0.04 Ae

Valores con letras mayúsculas distintas (ABC) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcdef) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

### 4.1.2.3 Relación C/N

El valor de C/N de los residuos orgánicos es el reflejo del contenido de Nt y COT, por lo que se vincula de manera directa con estos resultados, los valores en los tres sistemas durante el experimento se observan en la Figura 13, donde se puede observar una disminución constante en los tres sistemas.

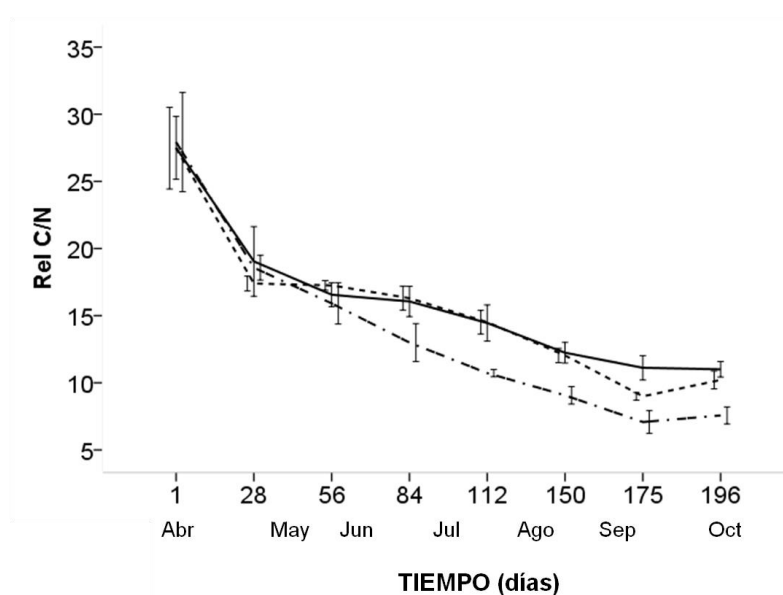


Figura 13. Variación de la relación Carbono/Nitrógeno de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

El descenso de la relación C/N no fue significativo desde los 150 y 175 DT para VC y CP respectivamente (Cuadro 9), en tanto que para SC se observó constante disminución hasta el final del experimento.

El valor C/N igual o menor a 15 ha sido estimado como adecuado para su uso agrícola (Jiménez *et al.*, 2008), lo que fue observado en CP desde los 84 DT y en VC y SC a los 112 DT.

Cuadro 9. Medias y sus desviaciones de los valores de la relación C/N de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	VC	SC	CP
1	27.50±2.66 Aa	27.48±1.68 Aa	27.93±3.7 Aa
28	19.04±4.15 Ab	17.39±1.56 Ab	18.57±0.88 Ab
56	16.56±4.91 Ac	17.25±1.71 Ab	15.92±1.57 Ac
84	16.06±2.60 Bcd	16.30±1.84 Bb	13.00±0.77 Ad
112	14.45±1.11 Bd	14.51±1.30 Bc	10.72±1.82 Ae
150	12.24±1.21 Be	12.04±1.43 Bd	9.07±1.46 Af
176	11.12±1.66 Ce	8.99±0.71 Be	7.08±0.85 Ag
196	11.01±1.42 Be	10.21±1.05 Bf	7.57±0.94 Ag

Valores con letras mayúsculas distintas (ABC) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcdefg) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

En este experimento se observó que la relación C/N fue menor en CP desde los 84 DT, dichos resultados coincidieron con Barrena *et al.* (2014) quienes encontraron que el valor de C/N de compost industrializado fue menor que la de un compost doméstico que no presentó fase termófila. De igual manera, el valor final de C/N en CP fue menor que los otros sistemas, lo que coincide con Sánchez-Rosales *et al.* (2017), quienes informaron que una mezcla de estiércol bovino y aserrín de pino, sometidos a compostaje y semicompostaje, presentaron valores similares a los 186 días de transformación.

#### 4.1.2.4 pH

Los valores de pH reflejaron un comportamiento con algunas similitudes entre los sistemas (Figura 14).

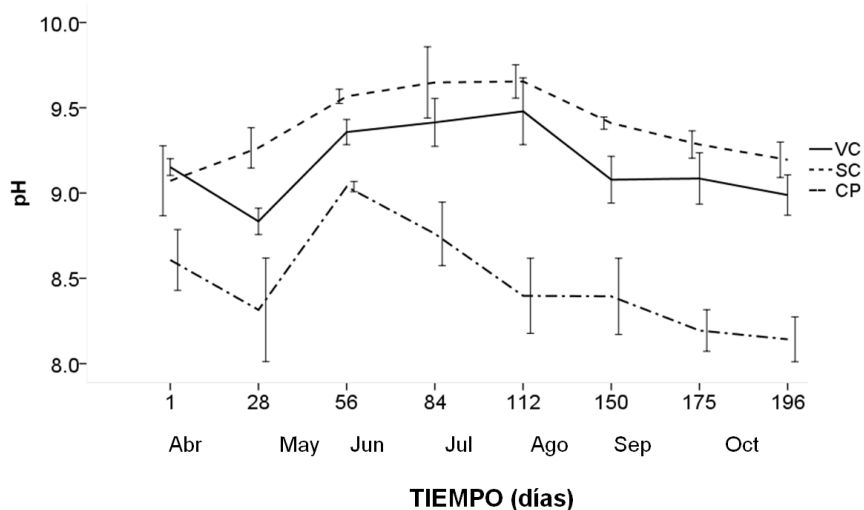


Figura 14. Variación del valor de pH de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

Como puede observarse en la Figura 14 una disminución fue registrada a los 28 DT en VC y CP, la que podría deberse a la intensa actividad microbiana y la degradación de la MO lo que condujo a la formación de ácidos orgánicos (Awasthi *et al.*, 2015). Posteriormente, en los tres sistemas se detectó un incremento a los 84 DT el que duró hasta los 112 DT en VC y SC, posteriormente se presentó en los tres sistemas una disminución paulatina y a los 196 DT se encontró que el valor en VC y SC fue básico y similar entre estos, en tanto que el valor de CP fue ligeramente básico y se diferenció de los otros sistemas evaluados (Cuadro 10).

Los resultados observados en este experimento coinciden con Alavi *et al.* (2017), quienes registraron un aumento en residuos de estiércol bovino y vinaza sometidos a VC, en los que se detectó incremento en el valor del pH desde los 60

días. En VC de estiércol ovino, equino y pollinaza con residuos de trigo y alfalfa se encontró disminución de pH durante el proceso, por otro lado Sánchez-Monedero *et al.* (2001) registraron aumento del pH en residuos celulósicos durante compostaje, mientras que Fornes *et al.*, (2012) informaron que residuos de cosecha de tomate bajo vermicompostaje presentaron un incremento del pH. En VC el incremento de pH fue atribuido a la producción de NH<sub>4</sub> asociado con la degradación de N orgánico (Sudkolai y Nourbakhsh, 2017).

Cuadro 10. Medias y sus desviaciones de los valores del pH de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	VC	SC	CP
1	9.15±0.05 Cbc	9.07±0.21 Ba	8.61±0.18 Aa
28	8.83±0.08 Ba	9.27±0.12 Ba	8.32±0.30 Abd
56	9.36±0.07 ABC	9.57±0.04 Bb	9.04±0.03 Ac
84	9.41±0.14 Bc	9.65±0.21 Bb	8.76±0.19 Aa
112	9.48±0.20 Bc	9.65±0.10 Bb	8.40±0.22 Ab
150	9.08±0.14 Cb	9.41±0.04 Bab	8.39±0.22 Ad
176	9.09±0.15 Bb	9.28±0.08 Ba	8.19±0.12 Ad
196	8.99±0.12 Bab	9.20±0.10 Ba	8.14±0.13 Ad

Valores con letras mayúsculas distintas (ABC) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcd) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey (P≤0,05). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

#### 4.1.2.5 Conductividad eléctrica

En la Figura 15 se presentan los valores de CE, donde se observan diferencias entre los sistemas de transformación.

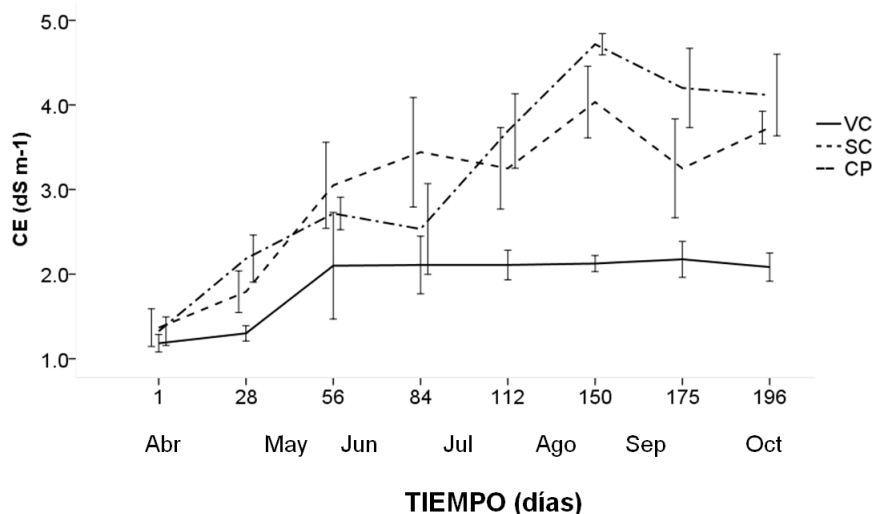


Figura 15. Variación de los valores de conductividad eléctrica (CE) en  $\text{dS m}^{-1}$ , de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

El incremento de la CE fue constante en CP y en SC, a diferencia de VC en donde hubo una disminución y no se observó cambio significativo desde los 56 DT, los valores finales fueron menores en VC (Cuadro 11), esto coincide con Fornes *et al.* (2012), quienes lo explicaron como efecto de lixiviado ejercido para mantener el contenido de humedad necesario para la supervivencia de la *E. fetida*.

El valor de la CE está relacionado directamente con el contenido de sales por lo que la naturaleza de la MO podría conferir diferencias, contienen valores elevados de CE residuos de estiércoles (Colín-Navarro *et al.*, 2019) y los provenientes del beneficio de la caña de azúcar (Méndez *et al.*, 2011), además de que altos valores de CE se han relacionado con bajos valores de IG (Hoekstra *et al.*, 2002), lo que

coincidió con los resultados observados en este experimento ya que la disminución de la CE coincidió con el incremento del IG en VC.

Cuadro 11. Medias y sus desviaciones de los valores de la conductividad eléctrica ( $\text{dSm}^{-1}$ ) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	VC	SC	CP
1	1.18±0.10 Aa	1.37±0.22 Aa	1.33±0.17 Aa
28	1.30±0.09 Ba	1.79±0.25 Ab	2.18±0.28 Ab
56	2.08±0.59 Bb	2.98±0.50 Ac	2.72±0.19 Ac
84	2.11±0.34 Ab	3.44±0.65 Bcd	2.53±0.54 Acb
112	2.26±0.32 Bb	3.12±0.66 Ac	3.69±0.44 Ad
150	2.13±0.10 Bb	4.03±0.42 Ad	4.72±0.13 Ae
176	2.18±0.21 Cb	3.25±0.58 Bc	4.20±0.47 Ade
196	2.08±0.17 Bb	3.73±0.19 Acd	4.12±0.48 Ade

Valores con letras mayúsculas distintas (ABC) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcde) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

#### 4.1.2.6 Nitratos

Como se observa en la Figura 16, se registró aumento significativo y constante de N-NO<sub>3</sub> en VC y SC, pero disminuyó en CP a los 28 y 56 DT, tal comportamiento coincide con lo mencionado por Sánchez-Monedero *et al.* (2001), quienes lo atribuyeron al efecto de la fase termófila, en este estudio durante la fase de enfriamiento del CP se detectó incremento de N-NO<sub>3</sub> lo que también fue registrado por Gao *et al.* (2010).

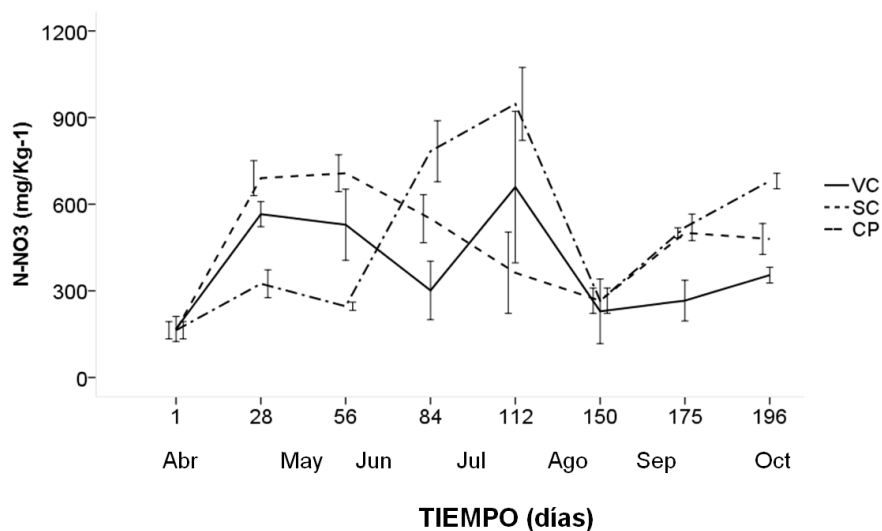


Figura 16. Variación del contenido de Nitratos (N-NO<sub>3</sub>) en mg/Kg<sup>-1</sup>, de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

El contenido de nitratos es una valoración relacionada con la transformación de las moléculas que contienen N, y de esta manera, con la retención y disponibilidad de este elemento (Sánchez-Monedero *et al.*, 2001). En este estudio fueron observados aumentos y disminuciones durante el proceso de transformación de los residuos en los tres sistemas, al final del experimento se detectaron valores significativamente elevados, en comparación con los iniciales (Cuadro 12), dichos



hallazgos coinciden con otros estudios (Sánchez-Monedero *et al.*, 2001; Fornes *et al.*, 2012).

Los valores finales de N-NO<sub>3</sub> fueron diferentes para los tres sistemas, encontrando el mayor contenido en el producto obtenido del CP.

Cuadro 12. Medias y sus desviaciones del contenido de nitratos (mg/Kg) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	VC	SC	CP
1	167±43 Aa	163±29 Aa	157±54 Aa
28	565±43 Bb	690±60 Bcd	324±47 Ab
56	528±12 Cb	707±63 Ac	246±14 Ac
84	474±25 Bb	550±83 Bc	783±10 Ade
112	597±16 Cb	413±11 Bb	947±12 Ad
150	516±15 Ab	591±66 Acd	568±85 Ae
176	266±70 Bc	501±70 Bc	520±46 Ae
196	354±27 Cd	480±53 Bbc	680±27 Ade

Valores con letras mayúsculas distintas (ABC) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcde) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey (P≤0,05). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

#### 4.1.2.7 Carbono extraíble

En la Figura 17 se presentan los valores detectados de CEx para los tres sistemas durante el tiempo del experimento.

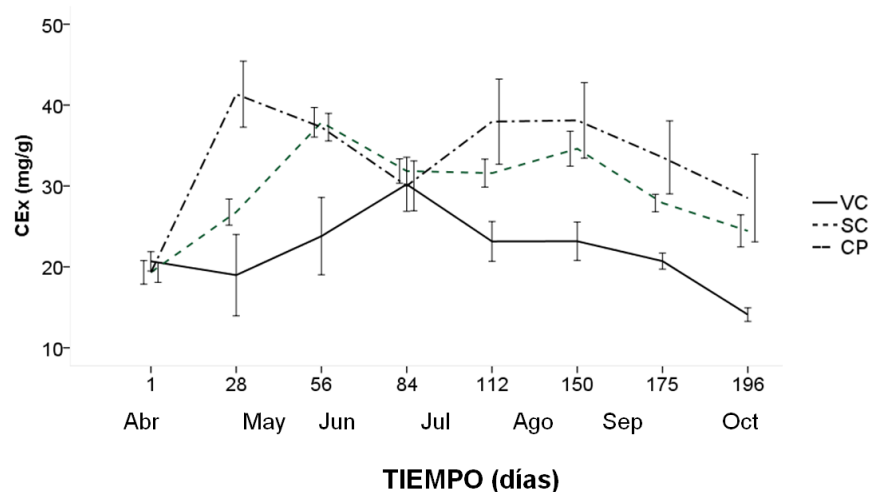


Figura 17. Variación del contenido del carbón extraíble (CEx) en mg/g de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

El contenido de CEx refleja la transformación del COT al C humificado (Aguiar *et al.*, 2013; Cestonaro *et al.*, 2017), en el Cuadro 13 se pueden observar incrementos significativos del CEx desde los 84 DT para VC y a los 28 DT para SC y CP.

El incremento de los valores de CEx coincidió con la fase termofílica en CP resultados similares han sido presentados durante el compostaje de residuos celulosíticos (Mondini *et al.*, 2006; Albuquerque *et al.*, 2009). Posteriormente en los procesos mesofílicos el contenido de CEx se comportó de manera diferenciada, debido a que en VC desde los 150 DT se encontró un contenido igual al valor inicial, para posteriormente disminuir, en tanto que en SC el

contenido fue superior a VC y posteriormente presentó disminución de este valor hasta finalizar el experimento.

Durante la etapa inicial de degradación de los residuos se detectó un incremento significativo del contenido de la fracción de CEx en los tres sistemas, este comportamiento fue consistente con experimentos relacionados con el uso de aserrín como fuente de C en procesos de transformación de la MO (Zhou *et al.*, 2014).

Cuadro 13. Medias y sus desviaciones del contenido de carbono extraíble (mg/g) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	VC	SC	CP
1	20.7±0.8 Aa	19.3±0.5 Aa	19.3±0.5 Aa
28	19.0±1.3 Ca	26.8±2.0 Bb	41.3±1.4 Ab
56	23.8±1.3 Bab	37.9±1.1 Ac	37.3±0.7 Ab
84	30.2±3.7 ABb	31.8±1.8 Bd	30.0±1.4 Ac
112	23.1±1.9 Bab	31.6±1.4 Ad	38.0±1.4 Ab
150	23.2±1.3 Bab	34.6±1.1 Acd	38.1±2.2 Ab
175	20.7±1.1 Ba	27.9±0.9 Abd	33.5±1.3 Abc
196	14.1±0.6 Bc	24.4±0.9 Ab	28.5±1.2 Ac

Valores con letras mayúsculas distintas (ABC) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcd) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

#### 4.1.2.8 Contenido del carbono de la fracción fúlvica

En la Figura 18 se presentan los valores de CFF para los tres sistemas durante el experimento.

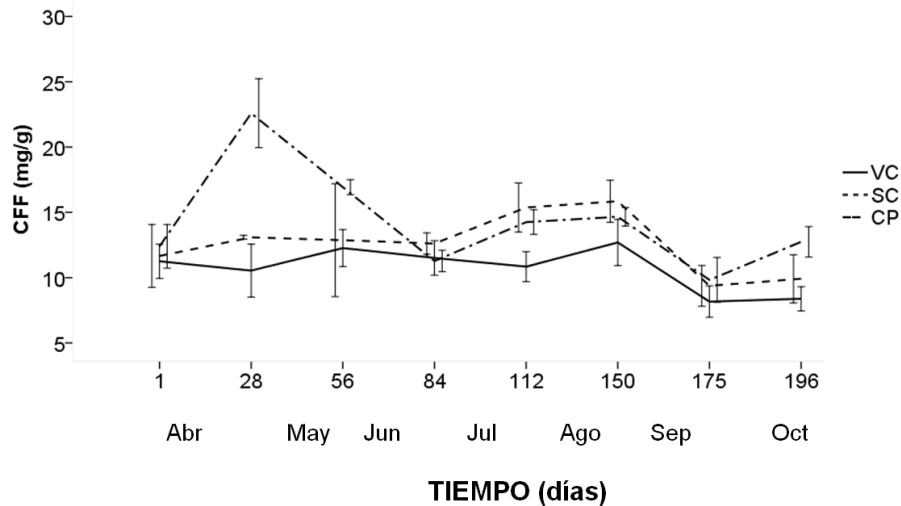


Figura 18. Variación del contenido del carbón de la fracción fúlvica (CFF) en mg/g de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

En este estudio se presentaron comportamientos peculiares entre sistemas en relación al tiempo e intensidad. Un fuerte incremento fue observado en CP a los 28 DT, seguido de un descenso paulatino y un incremento final, en el caso de VC fue a los 56 y 150 DT y en SC a los 112 y 150 DT. Fue notorio que desde los 84 DT el comportamiento del contenido del CFF presentó curvas similares, con una significativa disminución a los 176 DT en los tres sistemas (Cuadro 14).

El mayor incremento del CFF estuvo relacionado con la fase termófila, otros autores encontraron resultados similares (Kulikowska y Sindrewicz 2018). En los tres sistemas se registró descenso y estabilidad de los valores del CFF a los 175 DT.

Como se ha mencionado, durante las etapas iniciales se presentó incremento del contenido del CFF y descenso en las etapas finales, existen evidencias de que la

descomposición de la MO inicial está relacionada con la depolimerización de moléculas de lignina, hemicelulosa y celulosa, que al agotarse se observaría un descenso (Acosta *et al.*, 2012; Zhou *et al.*, 2014), lo que fue observado en este experimento. El alto contenido de CFF se ha relacionado con compost inmaduro y la disminución con compost maduro y estable (Zhou *et al.*, 2014).

Cuadro 14. Medias y sus desviaciones de los contenidos de carbono de la fracción fúlvica (mg/g) de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	VC	SC	CP
1	11.3±0.8 Aa	11.7±0.8 Aab	12.4±0.7 Ab
28	10.5±1.3 Ca	13.1±3.0 Bb	22.6±2.3 Ad
56	12.3±1.5 Bb	12.9±1.0 Bb	16.9±0.7 Ac
84	11.5±1.3 Aa	12.6±0.4 Ab	11.3±0.8 Ab
112	10.8±1.7 Ba	15.4±0.8 Ac	14.3±1.3 Abc
150	12.7±1.7 Bb	15.9±2.5 Ac	14.7±1.0 Abc
175	8.2±1.5 Ba	9.4±1.6 ABa	9.8±0.9 Aa
196	8.4±0.8 Ba	9,9±0.8 Ba	12.7±0.8 Ab

Valores con letras mayúsculas distintas (ABC) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcd) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

#### 4.1.2.9 Relación de humificación

La relación de humificación (RH) durante el experimento se presenta en la Figura 19.

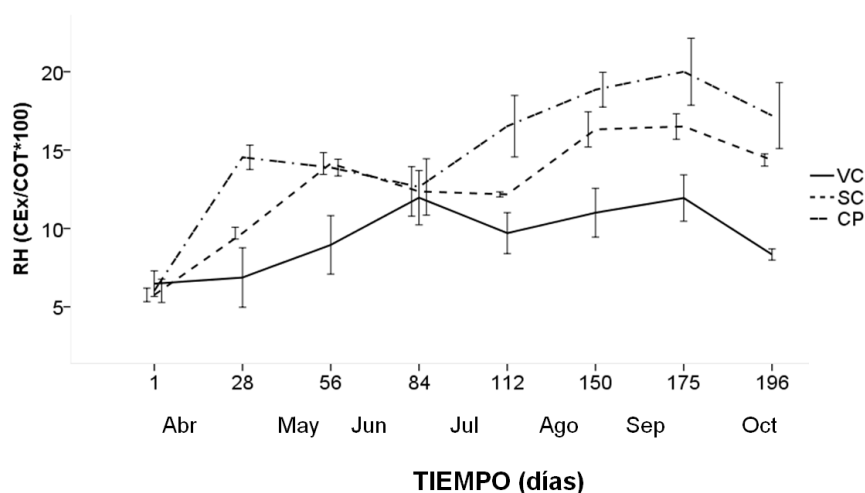


Figura 19. Variación de la relación de humificación (RH) en porcentaje de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

En este experimento se observó incremento de manera constante y el mayor valor fue observado a los 175 DT en los tres sistemas, en tanto que la proporción fue diferenciada ya que CP presentó un valor significativamente mayor desde los 28 DT (Cuadro 15). Dado que la RH es un reflejo del contenido de CEx (Realpe *et al.*, 2014), el incremento durante el tiempo está relacionado con aumento de la complejidad de las estructuras moleculares de C que podrían estar polimerizadas (Acosta *et al.*, 2012).

Cuadro 15. Medias y sus desviaciones de los valores de la relación de humificación de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	VC	SC	CP
1	6.47±0.42 Aa	5.76±0.59 Aa	6.02±0.43 Aa
28	6.87±0.71 Ba	9.70±0.53 Bb	14.54±1.13 Abc
56	8.95±0.93 Bb	14.14±1.07 Acd	13.88±0.81 Ab
84	11.96±1.75 Ac	12.36±1.15 Ac	12.65±1.22 Ab
112	9.70±0.73 Cbc	12.17±0.55 Bc	16.53±0.69 Ac
150	11.00±0.72 Bc	16.32±1.01 Ad	18.85±1.00 Acd
175	11.94±1.90 Bc	16.50±2.06 Ad	20.00±2.61 Ad
196	8.34±0.86 Bd	14.36±0.84 Acd	17.20±1.77 Acd

Valores con letras mayúsculas distintas (ABC) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcd) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

Resultados similares a SC han sido registrados durante el compostaje doméstico de bioresiduos durante siete meses en los que se observaron valores de RH superiores al 20 % (Tatàno *et al.*, 2015), aunque estos los valores fueron superiores a los detectados en este experimento el incremento fue constante en ambos ensayos.

#### 4.1.2.10 Coeficiente óptico $E_4/E_6$

El valor del coeficiente óptico  $E_4/E_6$  muestra la relación entre las moléculas alifáticas y aromáticas presentes en el CEx (Barje *et al.*, 2012), en la Figura 20 se observan las variaciones durante el tiempo y entre los sistemas de transformación.

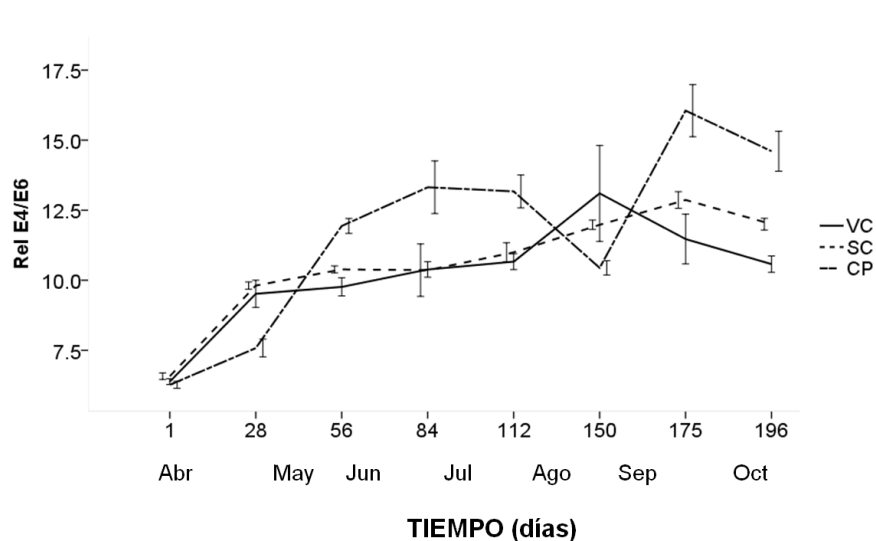


Figura 20. Variación de la relación del coeficiente óptico  $E_4/E_6$  de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

En todos los tratamientos hubo una tendencia de aumento, dicho comportamiento fue diferenciado para los tres sistemas, ya que en VC y SC se presentó a los 150 y 175 DT respectivamente, esta tendencia fue similar a la encontrada durante el compostaje de residuos orgánicos (Abaker *et al.*, 2018); en CP se observaron dos incrementos significativos a los 84 y 175 DT (Cuadro 16), es notable que en los tres sistemas se registró disminución de  $E_4/E_6$  a los 196 DT. Los resultados de este experimento coincidieron con los hallazgos de Xu *et al.* (2019), quienes sometieron residuos de caña de azúcar con estiércol bovino a compostaje y consideraron que el mayor valor de  $E_4/E_6$  indicó menor tamaño molecular del CEx durante el proceso.



Estiércol bovino y residuos de caña de azúcar presentaron aumento de  $E_4/E_6$  durante el compostaje lo que fue adjudicado a la degradación de la materia orgánica inestable durante el tiempo de transformación, lo que condujo a la acumulación de pequeñas moléculas aromáticas (Jiang *et al.*, 2019).

La relación  $E_4/E_6$ , puede indicar el grado de polimerización, así como la presencia de estructuras alifáticas y aromáticas, se ha afirmado que una mayor relación  $E_4/E_6$ , refleja una menor masa molecular media, así como un menor número de dobles enlaces conjugados y mayor estabilidad de la MO (Dores-Silva *et al.*, 2018).

Cuadro 16. Medias y sus desviaciones de los valores del coeficiente óptico  $E_4/E_6$  de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	CP	SC	VC
1	6.27±0.13 Aa	6.58±0.12 Ba	6.38±0.10 ABa
28	7.58±0.32 Ab	9.81±0.13 Bb	9.52±0.49 Bb
56	11.94±0.27 Ac	10.39±0.12 Bbc	9.763±0.32 Bb
84	13.32±0.94 Ad	10.36±0.94 Bbc	10.38±0.28 Bbc
112	13.17±0.59 Ad	11.00±0.34 Bc	10.66±0.28 Bc
150	10.44±0.26 Ae	11.98±0.17 Bd	13.10±1.71 Bd
176	16.05±0.93 Af	12.87±0.30 Be	11.47±0.89 Ce
196	14.60±0.71 Ag	12.00±0.21 Bd	10.58±0.29 Cc

Valores con letras mayúsculas distintas (ABC) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abcdefg) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

### 4.1.3 Indicadores biológicos

#### 4.1.3.1 Índice de germinación

El índice de germinación permitió evaluar el efecto tóxico en el porcentaje de germinación, así como en la elongación de la radícula y del hipocotíleo de las plántulas de lechuga. En este experimento se encontró una reducción drástica del IG a los 28 DT para SC y CP (Figura 21), se ha relacionado de manera directa la fitotoxicidad y los valores elevados de amonio y CE en compost inmaduro de pollinaza (Delgado-Rodríguez *et al.*, 2010); los resultados de este experimento en VC presentaron valores superiores al 80 % desde los 28 DT, porcentajes menores al 80 % son considerados fitotóxicos (Zucconi *et al.*, 1981), razón por la que se estimó que el vermicompost elaborado en este experimento no fue fitotóxico desde el segundo muestreo; en cuanto a SC y CP, los valores mayores al 80 % fueron registrados a los 112 DT. El efecto fitotóxico inicial ha estado relacionado con la presencia del CO<sub>2</sub> evaporado y la liberación de NH<sub>4</sub> o fenoles (Delgado-Rodríguez *et al.*, 2010; Cui *et al.*, 2017).

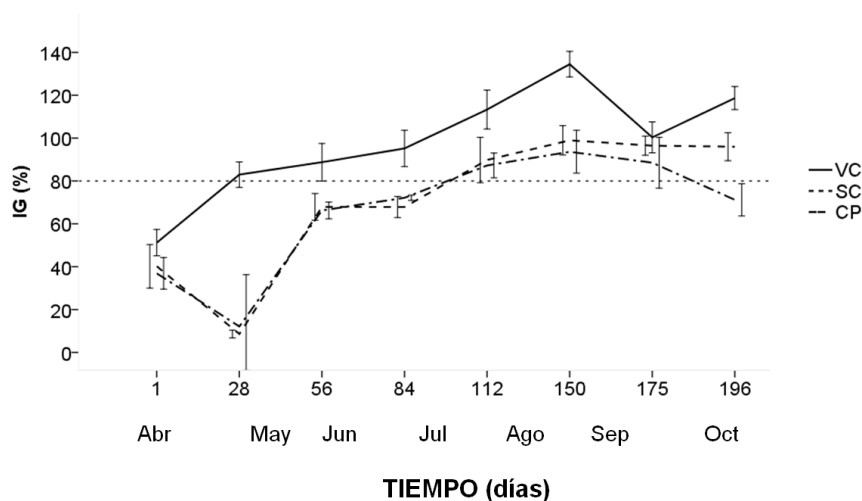


Figura 21. Variación del Índice de germinación (IG) en porcentaje, de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

El IG continuó presentando incremento hasta los 150 DT, momento en que se observaron valores superiores al 100% en los tres sistemas, fue notable que en VC se registró el valor significativamente más alto del IG durante el experimento (Cuadro 17), lo que coincide con trabajos similares (Sánchez-Rosales *et al.*, 2017), valores superiores al 100 % son razonables debido a que este representa al control, porcentajes superiores han sido atribuidos al efecto bioestimulante de moléculas húmicas (Canellas *et al.*, 2014).

Cuadro 17. Medias y sus desviaciones del índice de germinación (%) en la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje durante el tiempo de transformación.

DT	SISTEMA		
	VC	SC	CP
1	51.20±6.12 Aa	40.18±10.16 Aa	36.88±7.36 Aa
28	82.98±5.91 Bab	8.60±1.82 Ab	12.10±24,20 Ab
56	88.76±8.77 Aab	67.92±6.25 Aac	66.24±3.90 Ac
84	95.19±8.47 Ab	67.84±4.95 Aac	72.16±1.24 Ac
112	113.34±9.05 Ab	89.82±10.59 Ac	87.25±5.80 Ac
150	134.52±5.96 Ab	98.96±6.84 Ac	93.62±10.01 Ac
176	100.36±7.21 Ab	96.47±4.44 Ac	88.54±11.85 Ac
196	118.68±5.35 Ab	96.01±6.54 Ac	71.21±7.52 Ac

Valores con letras mayúsculas distintas (AB) son significativamente diferentes para tratamiento y con letras minúsculas distintas (abc) significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, VC: Vermicompostaje, SC: Semicompostaje, CP: Compostaje.

#### 4.1.3.2 Dinámica poblacional de *E. fetida*

La dinámica poblacional de *E. fetida* se presenta en la Figura 22.

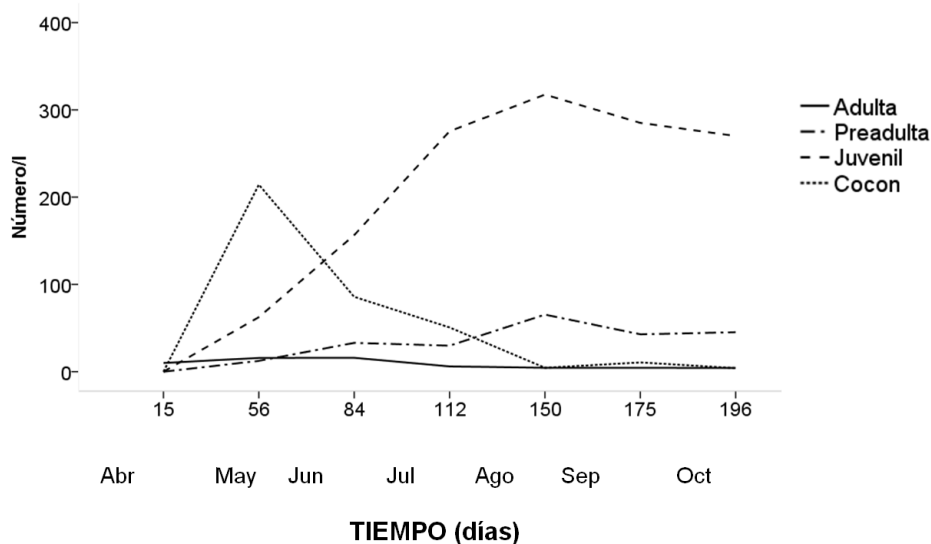


Figura 22. Variación de la dinámica poblacional de *E. fetida* por etapas de desarrollo de la materia orgánica sometida a vermicompostaje.

Como se puede observar el número mayor de cocones se observó hacia los 56 DT, mientras que para juvenil fue a los 150 DT; en cuanto a la fase de pre-adulta se encontró un incremento significativo de la población a lo largo del experimento y en la etapa adulta los cambios a lo largo del experimento no fueron significativos (Cuadro 18), se ha afirmado que esta dinámica poblacional responde a que la disminución de la rel C/N permite la supervivencia de la lombriz adulta (Aira *et al.*, 2006).

En este estudio el incremento de la densidad poblacional llegó a una cúspide a los 150 DT para posteriormente declinar, otros autores con hallazgos similares lo atribuyen a que la reproducción está limitada por la densidad poblacional (Biabani *et al.*, 2018). Los resultados en este experimento coinciden con Pérez-Godínez *et al.* (2017), quienes sometieron a vermicompostaje residuos a base de estiércol de

animales de zoológico y al comparar diferentes sustratos encontraron similitudes en la dinámica poblacional con heces de herbívoros, principalmente paquidermos.

Cuadro 18. Medias y sus desviaciones del número de organismos (*E. fetida*) por litro de materia orgánica durante el tiempo de vermicompostaje.

DT	ETAPA			
	A	PA	J	C
15	10±0ab	0.0 a	0.0 a	0.0 a
56	15.39±7.44b	12.12±2.24b	61.57±44.08b	208.93±39.81b
84	17.68±11.84b	36.68±12.29c	173.89±86.05c	95.30±39.17c
112	7.53±2.90a	37.33±9.89c	347.45±148.11d	63.86±34.58c
150	5.89±1.31a	86.78±39.31d	420.81±217.49d	5.89±2.51d
176	6.22±0.65a	60.58±13.16cd	402.47±101.11d	15.06±3.12e
196	8.51±3.93ab	91.37±13.37d	543.94±80.93d	8.19±1.96d

Valores con letras distintas (abcde) son significativamente diferentes para tiempo, según prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ). DT: Días de transformación, A: Adulta, PA: Pre-adulta, J: Juvenil, C: Cocon.

## **4.2 Indicadores de Intensidad de Mineralización y Humificación y Generación de los Modelos en Tres Sistemas de Transformación Controlada**

### **4.2.1 Indicadores de intensidad de mineralización y humificación y generación de los modelos en el sistema de vermicompostaje**

#### **4.2.1.1 Indicadores de intensidad de mineralización y generación del modelo en el sistema de vermicompostaje**

Para determinar la correlación entre los parámetros estudiados, se trabajó inicialmente con aquellos que han sido mencionados como indicadores de mineralización de la MO de acuerdo con los criterios de Fornes *et al.* (2012), Boruah *et al.* (2019) y Muruganandham y Parimala (2018), utilizando los valores obtenidos para cada uno de ellos desde el día 1 al 196. A través del método de ensayo tentativo y la eliminación del error (Popper, 1991) fueron seleccionados los siguientes: VOL, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, FIN, IG, COT, CE Y N-NO<sub>3</sub>. Posteriormente y de acuerdo con este mismo método de prueba y descarte, se trabajó para ajustar los extremos en el tiempo y determinar el periodo de máxima correlación entre los indicadores antes mencionados, de manera que fuera del tiempo ajustado la correlación menor indicaría descartar el tiempo.

La matriz de correlación con los indicadores y el tiempo ajustados para el proceso de mineralización en vermicompostaje se presenta en el Cuadro 19.

Cuadro 19. Matriz de correlación de los indicadores seleccionados para mineralización de la materia orgánica sometida a vermicompostaje en el tiempo ajustado.

VERMICOMPOSTAJE							
TIEMPO AJUSTADO: 1 a 112 DT							
	VOL	E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	FIN	IG	COT	CE	N-NO <sub>3</sub>
VOL	1						
E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	-0.8834	1					
FIN	0.9588	-0.8245	1				
IG	-0.9191	0.8887	-0.8422	1			
COT	0.865	-0.8813	0.8525	-0.8088	1		
CE	-0.7625	0.6775	-0.7459	0.6798	-0.6238	1	
N-NO <sub>3</sub>	-0.6325	0.8359	-0.5916	0.6535	-0.7157	0.4865	1

COT: Carbono orgánico total, CE: Conductividad eléctrica, N-NO<sub>3</sub>: Nitratos, IG: Índice de germinación, VOL: Volumen, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>: Relación del coeficiente óptico 465/665 nm, FIN: Tamaño fino de las partículas ( $\leq 1.99$  mm). DT: Días de transformación.

Los valores de correlación entre los indicadores seleccionados a los 112 días fueron los más altos, además de que se observó que en los muestreos previos y posteriores estos valores disminuyeron. En el caso de COT, VOL y el tamaño de las partículas FIN mostraron valores positivos y mayores a 0.7 entre ellos, en tanto que CE, N-NO<sub>3</sub>, IG y E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> presentaron correlación negativa en relación a COT y VOL, lo que significa que la disminución de los primeros coincide con el incremento de los segundos.

Resultados similares fueron mencionados por Masciandaro *et al.* (2010) quienes describieron alta correlación negativa entre COT y CE en residuos lignocelulosíticos de actividades agrícolas y aguas residuales de la industria de extracción de aceite de oliva sometidos a vermicompostaje, en otro estudio se informó que residuos vegetales de citronela y estiércol bovino sometidos a vermicompostaje desarrollaron disminución del COT e incremento de la CE (Boruah *et al.*, 2019), de igual manera el tratamiento con vermicompostaje de residuos de agave tequilero con estiércol de bovino presentó reducción del COT,

con incremento del contenido de N-NO<sub>3</sub>, CE e IG en semillas de rábano (Moran-Salazar *et al.*, 2015).

Se ha propuesto que durante el VC el tamaño de las partículas disminuye por efecto de la degradación de la lombriz (Ndegwa y Thompson, 2001; Bachman y Metzger, 2007), en este experimento disminuyó la proporción del contenido de partículas gruesas y finas, observándose aumento relativo de las de tamaño medio, lo que pudo deberse al efecto de las secreciones de la lombriz sobre la MO para formar agregados compactos que presentaron friabilidad en presencia de agua (Ansari e Ismail, 2012; Huang *et al.*, 2018), de esta manera se puede entender que el tamaño de las partículas FIN tiene alta correlación positiva con COT.

Fue notorio que en su mayoría los valores de correlación entre indicadores fueron superiores a 0.7 y en menor medida se observó correlación moderada de N-NO<sub>3</sub> y CE con los demás indicadores, ya que los valores fueron menores a 0.7 (Laguna, 2014). El resultado del ACP desde el día 1 a los 112 DT y con los indicadores seleccionados se presenta en el Cuadro 20.

Cuadro 20. Eigenvalor y eigenvector del primer componente principal en el tiempo ajustado de mineralización en el sistema de vermicompostaje.

<b>EIGENVALOR</b>	<b>80.62%</b>
<b>INDICADOR</b>	<b>EIGENVECTOR</b>
VOL	-0.405999
FIN	-0.392172
COT	-0.387039
N-NO <sub>3</sub>	0.327103
CE	0.331834
IG	0.390557
E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	0.402393

COT: Carbono orgánico total, CE; Conductividad eléctrica, N-NO<sub>3</sub>: Nitratos, IG: Índice de germinación, VOL: Volumen, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>: Relación del coeficiente óptico 465/665 nm, FIN: Tamaño fino de las partículas (≤ 1.99 mm).



En el Cuadro 20 se observa que el eigenvalor del CPrin 1 fue de 80.62 %, siendo un valor razonable, debido a que es superior al 70.00 % (Montanero, 2008). La contribución de cada uno de los indicadores fue similar, además de que en el caso de COT, VOL y tamaño de las partículas FIN los valores fueron negativos, mientras que los restantes indicadores presentaron valores positivos.

Posteriormente, con el valor del CPrin 1 se graficó la intensidad de mineralización en el tiempo ajustado, la que se presenta en la Figura 23, el comportamiento de la intensidad de mineralización integra los valores de cada indicador, razón por la que la abundancia de estos en conjunto refleja la tendencia de la línea en el tiempo de transformación.

Como se puede observar el dominio inicial de los indicadores correspondió a los que presentaron valor negativo del eigenvector, posteriormente se presentó mayor participación de los indicadores positivos a los 56 DT, este incremento se observó ligeramente frenado de los 56 a los 112 DT, razón por la que se observa una tendencia cuadrática.

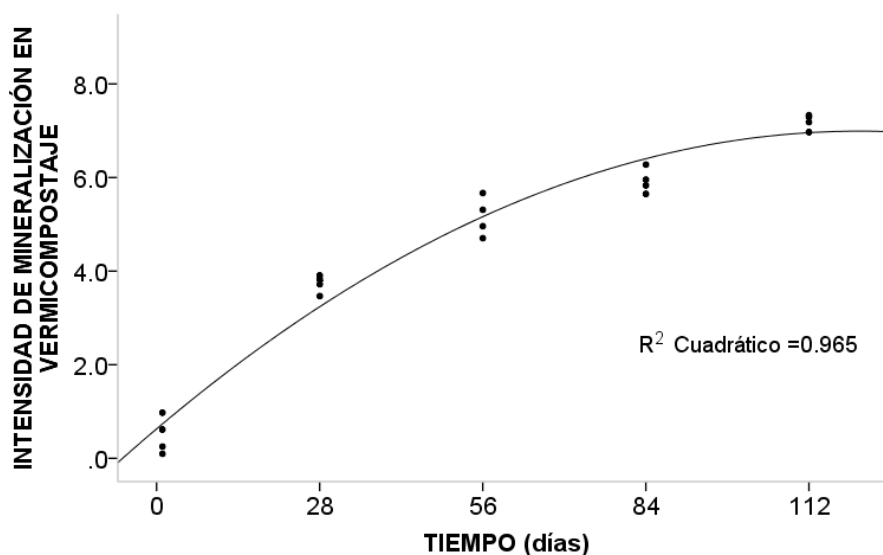


Figura 23. Intensidad de mineralización de la materia orgánica sometida a vermicompostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado.

A la luz de estos resultados el COT podría ser considerado el insumo del proceso, debido a que contribuyó al CPrin 1 con valor negativo, dominando en los primeros días de transformación de la MO, posteriormente la abundancia de este indicador menguó en relación a los de valor positivo. En el caso de los indicadores VOL y tamaño de las partículas FIN, no fueron considerados insumos debido a que representan características físicas de la MO, en este sentido se ha mencionado que existe relación positiva entre el tiempo de transformación y la reducción del volumen del material degradado, lo que fue atribuido a disminución de la dimensión de las partículas de la mezcla en VC (Zhao *et al.*, 2010).

De igual manera se puede considerar que, los indicadores con valor positivo CE, N-NO<sub>3</sub>, IG y E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> fueron aumentando gradualmente a través del tiempo, hasta que a los 112 DT no hubo un cambio notorio en el valor del CPrin 1, lo que puede reflejar que el proceso fue perdiendo intensidad y que fue mínima a esa fecha. Estos hallazgos sugieren que pueden ser considerados productos del proceso la concentración de sales solubles, los nitratos, los compuestos estimulantes de la germinación y la relación óptica entre el contenido de compuestos alifáticos y aromáticos del C soluble. Estos resultados coinciden con informes que documentan los incrementos de CE, IG y N-NO<sub>3</sub> como indicadores de mineralización en VC (Zhang y Sun, 2015; Biabani *et al.*, 2018).

El valor de la R<sup>2</sup> de la curva sirvió para elaborar el modelo de la intensidad de la mineralización para VC, que se expresa con la siguiente ecuación:

$$IMvc = -3.870 + (0.105 * T) + (-0.000437 * T^2)$$

Donde:

IMvc = Índice de mineralización en vermicompostaje

T= Tiempo expresado en días

#### 4.2.1.2 Indicadores de intensidad de humificación y generación del modelo en el sistema de vermicompostaje

Los valores de los indicadores del proceso de humificación COT, DENS, pH, CEx, CF, RH y E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> recomendados por Fornes *et al.* (2012) y Dores-Silva *et al.* (2018), así como tamaño de las partículas GRU, MED y FIN (Muruganandham y Parimala, 2018), fueron sometidos al análisis de matriz de correlación del 1 a los 196 DT, para lo que nuevamente se aplicó el método de ensayo y descarte para encontrar las correlaciones más altas (Laguna, 2014), de esta manera también se ajustaron los extremos en el tiempo lo que determinó que del día 1 a los 112 correspondió la máxima correlación de indicadores de humificación. La matriz de correlación con los indicadores de humificación seleccionados en VC se presenta en el Cuadro 21.

Cuadro 21. Matriz de correlación de los indicadores seleccionados para humificación de la materia orgánica sometida a vermicompostaje en el tiempo ajustado.

VERMICOMPOSTAJE				
TIEMPO AJUSTADO: 1 a 112 DT				
	COT	FIN	RH	E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>
COT	1			
FIN	0.8525	1		
RH	-0.6833	-0.7385	1	
E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	-0.8813	-0.8245	0.6361	1

COT: Carbono orgánico total, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>: Relación del coeficiente óptico 465/665 nm, FIN: Tamaño fino de las partículas ( $\leq 1.99$  mm), RH: Relación de humificación, DT: Días de transformación.

Estos hallazgos sugieren que la humificación puede ser estimulada, de manera temprana, por la acción de las lombrices, ya que se ha afirmado que el efecto de fragmentación de los residuos orgánicos incrementa la cantidad y diversidad de la actividad microbiana comparado con la degradación de la MO sin la presencia de lombrices (Huang *et al.*, 2014; Domínguez *et al.*, 2019).

Las altas correlaciones encontradas en esta investigación entre el COT y el  $E_4/E_6$  en MO sometida a VC sugieren una relación positiva con la presencia de C alifático, considerado el precursor de sustancias húmicas (Xu *et al.*, 2019), resultados semejantes han sido mencionados como consecuencia de la aplicación de mucosidad de lombriz de tierra en la MO, encontrando que los mayores rendimientos de ácidos húmicos estuvieron relacionados con incremento de moléculas aromáticas (Bityutskii *et al.*, 2012). Otros autores han concluido que la mucosidad de las lombrices de tierra acelera la descomposición y la humificación de los residuos al promover la actividad, el crecimiento y la diversidad microbiana en los sistemas de vermicompostaje (Huang y Xia, 2018).

Como se puede observar en el Cuadro 21, el tiempo ajustado para el proceso de humificación de la MO sometida a VC fue del día 1 a los 112 de transformación, en tanto que la inoculación de los organismos de *E. fetida* se realizó a los 15 DT, registrando el incremento mayor de la población de lombrices a los 150 DT. El más alto número de cocones se encontró a los 56 DT y el de los ejemplares juveniles y preadultos se registró a los 150 DT (Figura 22), este crecimiento coincidió con el incremento de la Rel  $E_4/E_6$ . En relación a la disminución del tamaño de las partículas FIN, otros investigadores han encontrado que las secreciones de la *E. fetida*, promueven la formación de agregados con una talla regular de las partículas (Hanc *et al.*, 2016).

En este caso, el CEx no presentó alta correlación como indicador para humificación, es de mencionar que aumentó desde los 56 DT, observando los más elevados valores a los 84 DT, Hanc *et al.* (2018) atribuyeron la mayor proporción de CEx al efecto de las secreciones de lombriz de tierra en MO que estimularon la actividad de microorganismos y de esta manera incrementaron la degradación de los residuos. Se ha afirmado que en el CEx se encuentra la fracción húmica, la que poseen efecto estimulante de la germinación y rizogénesis (Aguiar *et al.*, 2013), los niveles más elevados de CEx coincidieron con el incremento del IG desde los 56 DT en la MO sometida al sistema de VC (Figura 21).

Los indicadores que mostraron la mayor correlación para humificación en VC fueron COT, FIN, RH y E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, siendo los dos primeros los que tuvieron valor negativo, en tanto que los dos últimos presentaron valor positivo, esto indica que incremento en los valores de COT están correlacionados con altos valores de tamaño de las partículas FIN, mientras que elevados valores de estos indicadores se correlacionaron con la reducción de registros de RH y E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>.

El incremento del contenido del C humificado y el decremento simultáneo de COT ha sido documentados durante la degradación de estiércol bovino y ovino con paja de arroz en sistemas de VC (Cestonaro *et al.*, 2017). Mientras que la disminución de la relación de los compuestos alifáticos sobre los aromáticos durante el vermicompostaje ha sido frecuentemente citada como efecto de cambios moleculares ocurridos por la humificación (Boruah *et al.*, 2019; Ganguly y Chakraborty, 2019), en este experimento se comportó de manera inversa, tal como ha sido registrado durante el compostaje de residuos altamente celulósicos (Abaker *et al.*, 2018; Jiang *et al.*, 2019; Xu *et al.*, 2019).

En el Cuadro 22 se presenta el resultado del ACP con los indicadores seleccionados en el tiempo ajustado para humificación.

Cuadro 22. Eigenvalor y eigenvector del primer componente principal en el tiempo ajustado de humificación en el sistema de vermicompostaje.

<b>EIGENVALOR</b>	<b>82.89%</b>
<b>INDICADOR</b>	<b>EIGENVECTOR</b>
E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	-0.506453
RH	-0.456692
FIN	0.516617
COT	0.51773

COT: Carbono orgánico total, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>: Relación del coeficiente óptico 465/665 nm, FIN: Tamaño fino de las partículas ( $\leq 1.99$  mm), RH: Relación de humificación.

Como se puede observar en el Cuadro 22 el eigenvalor fue de 82.89 %, además de que la contribución de los indicadores al eigenvector fue muy similar, siendo E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> y RH las que presentaron valor negativo, mientras que los de valor positivo fueron FIN y COT.

Con el eigenvector se elaboró la gráfica que se presenta en la la Figura 24, en donde se observa la intensidad de humificación en el tiempo ajustado por medio de una curva cuadrática, en la que la participación de los indicadores positivos como COT y FIN dominaron desde el día 1, también se observa un incremento constante de la abundancia de los indicadores negativos a los 84 DT, y hacia los 112 DT este incremento se mantuvo constante.

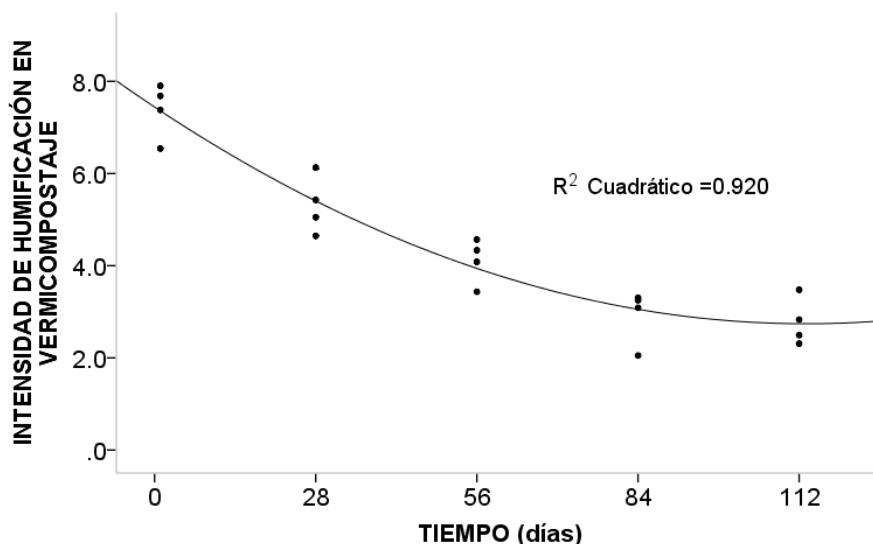


Figura 24. Intensidad de humificación de la materia orgánica sometida a vermicompostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado.

Los indicadores de humificación con valor positivo dominaron en el comportamiento de la curva durante los primeros días de transformación, por lo que el contenido del C orgánico total podría ser considerado insumo del proceso de humificación, de esta manera los indicadores que dominaron el comportamiento de la curva a los 112 DT fueron los de valor positivo, por lo que es

probable que tanto el C humificado, como la relación de moléculas alifáticas sobre aromáticas del C soluble, puedan ser considerados productos de humificación en el VC.

El valor de la  $R^2$  de la curva sirvió para elaborar el modelo de la intensidad, que se presenta con la siguiente ecuación:

$$IH_{vc} = 2.942 + (-0.83*T) + (-0.000367* T^2)$$

Donde:

$IH_{vc}$  = Índice de humificación en vermicompostaje

T= Tiempo expresado en días

#### **4.2.1.3 Consideraciones sobre los procesos de transformación de la materia orgánica en el sistema de vermicompostaje**

De los indicadores involucrados en la mineralización de la MO durante el sistema de VC, de acuerdo con los criterios de de Fornes *et al.* (2012), Boruah *et al.* (2019) y Muruganandham y Parimala (2018) sólo se descartó la RH, en tanto que para humificación, los indicadores descartados fueron CEx, CFF, DENS y el tamaño de las partículas GRU, MED y FIN, debido a que presentaron correlación menor a 0.3 (Laguna, 2014), no obstante los valores de las medias para CEx, CFF y DENS coincidieron con lo mencionado por otros autores (Zhou *et al.*, 2014; Haynes y Zhou, 2016; Kulikowska y Sindrewicz, 2018).

En la Figura 25 se presenta la intensidad de los procesos de mineralización y humificación durante el tiempo ajustado para VC.

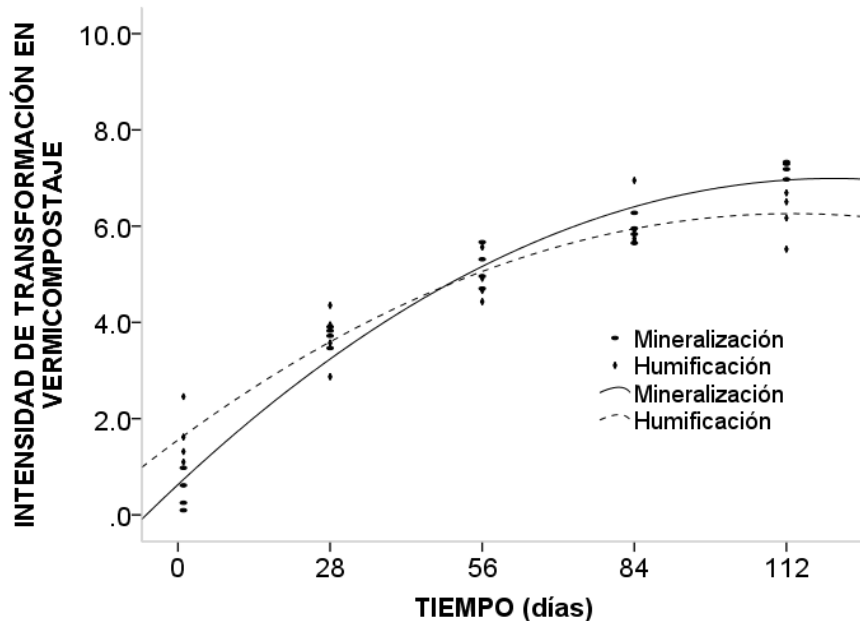


Figura 25. Intensidad de transformación de la materia orgánica sometida a vermicompostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado.

Como se puede observar en la Figura 25, desde el día 1 la curva que expresa la intensidad de mineralización se encuentra en el número cero, mientras que la de humificación se ubica en el uno, posteriormente se registra un incremento en el tiempo para las dos curvas, presentándose una interacción hacia los 56 DT, la intensidad de la humificación se estabilizó de los 84 a 112 DT, por lo que no se observaron cambios notables y se mantuvo con intensidad constante; en cuanto al proceso de mineralización, la intensidad de la curva se mantuvo en incremento hasta los 112 DT. Estos resultados podrían sugerir que en VC el efecto del consorcio establecido por la lombriz roja y los microorganismos degradadores fomentaron el incremento de la intensidad de humificación de manera conjunta con la mineralización, estas observaciones coinciden con Huang y Xia (2018) quienes encontraron incrementos significativos de SH desde los 21 días de transformación de MO sometida a VC, siendo atribuido al efecto de la lombriz de tierra. El comportamiento de la curva revela que no hubo cambios posteriores a los



112 DT y que se mantuvo en el punto mayor de intensidad para los dos procesos hasta los 196 DT.

Es notorio que el COT puede ser considerado un insumo, mientras que los compuestos alifáticos sobre los aromáticos, conocido como el coeficiente óptico  $E_4/E_6$  sería el producto en los dos procesos, además la RH se observó como un producto de la humificación.

## 4.2.2 Indicadores de intensidad de mineralización y humificación y generación de los modelos en el sistema de semicompostaje

### 4.2.2.1 Indicadores de intensidad de mineralización y generación del modelo en el sistema de semicompostaje

La modelación de la mineralización inició con la aplicación de matriz de correlación con los indicadores recomendados por Castillo *et al.* (2010) y Tatàno *et al.* (2015), para lo que se trabajó con los valores obtenidos de cada uno de ellos con el método de ensayo y error, con lo que fueron seleccionados aquellos indicadores que presentaron valores de moderados a altos (Laguna, 2014) y así fueron descartados aquellos indicadores que tuvieron un valor absoluto menor a 0.4. De esta misma manera se definió la mayor correlación del día 1 a los 196, encontrando que fue del día 1 a los 84 de transformación en SC cuando se observaron los valores mayores. La matriz de correlación con los indicadores de mineralización en SC se presenta en el Cuadro 23.

Cuadro 23. Matriz de correlación de los indicadores seleccionados para mineralización de la materia orgánica sometida a semicompostaje en el tiempo ajustado.

SEMICOMPOSTAJE								
TIEMPO AJUSTADO: 1 a 84 DT								
	E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	VOL	COT	RH	N-NO <sub>3</sub>	IG	CE	FIN
E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	1							
VOL	-0.8652	1						
COT	-0.874	0.8681	1					
RH	-0.7498	-0.8356	-0.876	1				
N-NO <sub>3</sub>	0.8957	-0.661	-0.7923	0.7513	1			
IG	0.8111	-0.7541	-0.808	0.6958	0.8225	1		
CE	0.7653	-0.8707	-0.6603	0.7381	0.5372	0.4872	1	
FIN	-0.6797	0.8661	0.6251	-0.7498	-0.5242	-0.5991	-0.8122	1

COT: Carbono orgánico total, CE; Conductividad eléctrica, N-NO<sub>3</sub>: Nitratos, IG: Índice de germinación, RH: Relación de humificación, VOL: Volumen, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>: Relación del coeficiente óptico 465/665 nm, FIN: Tamaño fino de las partículas ( $\leq 1.99$  mm). DT: Días de transformación.

Como se puede observar, los valores de correlación entre indicadores fueron de altos a moderados, siendo notorio que COT, VOL y el tamaño de las partículas FIN tuvieron valor positivo entre ellos y negativo con CE, N-NO<sub>3</sub>, IG, RH y E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, lo que significa que al disminuir los indicadores con valor positivo aumentaron los de tipo negativo. Una relación similar fue encontrada entre el contenido de COT y los valores de IG y N-NO<sub>3</sub> en una mezcla de estiércol vacuno y aserrín sometido a semicompostaje (Castillo *et al.*, 2010).

El resultado del ACP en el tiempo ajustado y con los indicadores seleccionados para mineralización se presenta en el Cuadro 24.

Cuadro 24. Eigenvalor y eigenvector del primer componente principal en el tiempo ajustado de mineralización en el sistema de semicompostaje.

<b>EIGENVALOR</b>	<b>78.55%</b>
<b>INDICADOR</b>	<b>EIGENVECTOR</b>
VOL	-0.378768
COT	-0.367688
FIN	-0.328575
CE	0.330137
IG	0.336781
N-NO <sub>3</sub>	0.337306
RH	0.365349
E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	0.379093

COT: Carbono orgánico total, CE: Conductividad eléctrica, N-NO<sub>3</sub>: Nitratos, IG: Índice de germinación, RH: Relación de humificación, VOL: Volumen, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>: Relación del coeficiente óptico 465/665 nm, FIN: Tamaño fino de las partículas ( $\leq 1.99$  mm).

En el Cuadro 24 se observa que el eigenvalor del primer componente fue de 78.55 %, siendo razonable de acuerdo con Montero (2008), dado que es superior al 70.00 %, también es notable que la contribución de cada uno de los indicadores al CPrin 1 tuvo valores semejantes, por lo que se considera que presentaron un nivel

similar entre ellos, además de que en el caso de COT, VOL y tamaño de las partículas FIN los valores fueron negativos, en tanto que los otros indicadores presentaron valores positivos.

En la Figura 26 se presenta la intensidad de mineralización a partir del eigenvector a los 84 DT, desarrollando una tendencia cuadrática, con un incremento constante a los 56 DT, el que se vió frenado a los 84 DT, lo que se refleja como una línea curva.

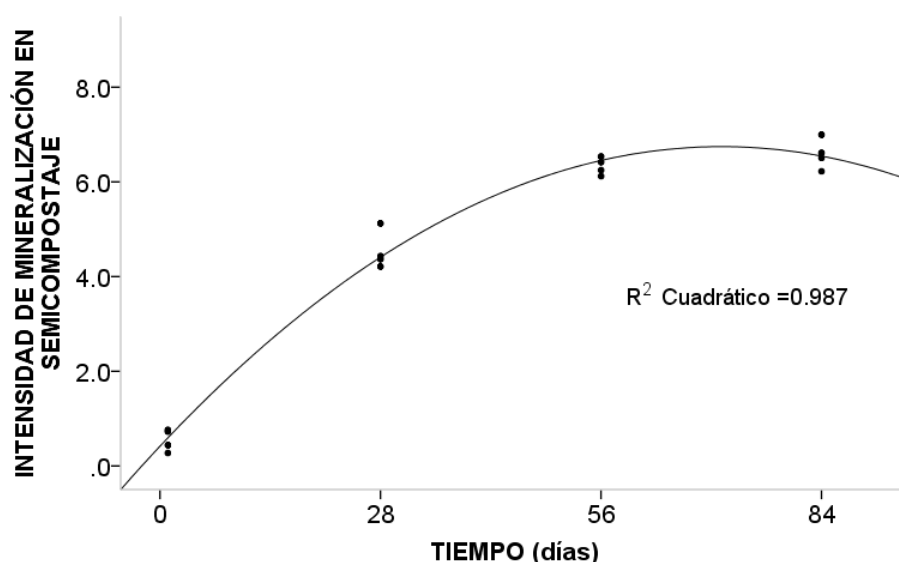


Figura 26. Intensidad de mineralización en la materia orgánica sometida a semicompostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado.

Como se ha mencionado el comportamiento de la intensidad de mineralización contiene, de manera integrada, los valores positivos y negativos de cada indicador, la curva de en el tiempo muestra la abundancia de estos en conjunto. Esto podría indicar que el punto inicial fue menor por la abundancia de la participación de los indicadores negativos y el desplazamiento hacia valores superiores durante el tiempo se debió a la influencia de los indicadores positivos a los 56 DT.

Estos hallazgos muestran que COT fue abundante al inicio del experimento por lo que se puede sugerir que fue un insumo de la mineralización de la MO en SC, si bien el eigenvector de VOL y tamaño FIN de las partículas también fue negativo estos representan características de la MO que pueden ser afectadas por la mineralización (Jain *et al.*, 2018).

Los indicadores con valor positivo CE, N-NO<sub>3</sub>, IG, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> y RH fueron aumentando gradualmente a través del tiempo, hasta que a los 84 DT no hubo un cambio notorio en los valores del CPrin 1, por lo que se puede estimar que la intensidad del proceso se estabilizó y que los cambios a los 196 DT fueron mínimos.

Estos resultados sugieren que los productos de la mineralización de SC fueron la concentración de sales solubles, los nitratos, los compuestos estimulantes de la germinación, la relación óptica entre el contenido de compuestos alifáticos y aromáticos del C soluble, así el C humificado. Incrementos similares en CE, IG y N-NO<sub>3</sub> han sido observados durante el proceso de transformación de la MO sometida a SC (Castillo *et al.*, 2010; Tatàno *et al.*, 2015).

El valor de la R<sup>2</sup> de la curva sirvió para elaborar el modelo de la intensidad, que se presenta con la siguiente ecuación:

$$\text{IMsc} = -4.083 + (0.177 * T) + (-0.001244 * T^2)$$

Donde:

IMsc = Índice de mineralización en semicompostaje

T= Tiempo expresado en días

#### **4.2.2.2 Indicadores de intensidad de humificación y generación del modelo en el sistema de semicompostaje.**

Para determinar la correlación entre indicadores se trabajó con los valores obtenidos de cada uno de estos, mediante el método de ensayo y descarte

(Popper, 1991) desde el día 1 al 196 de transformación, de esta manera fueron seleccionados aquellos indicadores cuyos valores estuvieron de acuerdo con los criterios de Tatàno *et al.* (2015) y Paradelo *et al.* (2013). Posteriormente y de acuerdo con este mismo método de selección se trabajó para ajustar en el tiempo y determinar a qué periodo del muestreo correspondió la máxima correlación de los indicadores seleccionados para explicar la humificación, de esta manera la matriz de correlación, con los indicadores de mineralización y el tiempo ajustado se presenta en el Cuadro 25.

Cuadro 25. Matriz de correlación de los indicadores seleccionados para humificación de la materia orgánica sometida a semicompostaje en el tiempo ajustado.

<b>SEMICOMPOSTAJE</b>				
<b>TIEMPO AJUSTADO: 28 a 196 DT</b>				
	<b>COT</b>	<b>E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub></b>	<b>DENS</b>	<b>RH</b>
<b>COT</b>	1			
<b>E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub></b>	-0.8465	1		
<b>DENS</b>	-0.873	0.7084	1	
<b>RH</b>	-0.7188	0.7219	0.6218	1

COT: Carbono orgánico total, RH: Relación de humificación; DENS: Densidad, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>: Relación del coeficiente óptico 465/665 nm; DT: Días de transformación.

Como se puede observar en el cuadro presedente, el valor de la correlación entre los indicadores seleccionados fue en su mayoría superior a 0.7, valor alto de acuerdo con Laguna (2014), salvo la correlación entre RH y DENS, que pudo considerarse moderada, el ajuste del tiempo permitió valorar desde los 28 a los 196 DT el periodo donde se encontraron los más altos valores de correlación de los indicadores seleccionados para detectar la intensidad de humificación en el sistema de SC.

Los valores de correlación de RH, DENS y E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, fueron de tipo negativo entre ellos, a excepción de COT, esto significa que los valores bajos de COT están correlacionados con incrementos de los restantes indicadores seleccionados.

Un comportamiento similar fue mencionado por Tatàno *et al.* (2015) en biorresiduos sometidos a sistemas de transformación aeróbico no termofílico durante quince meses, en que registró descenso de COT e incremento de la RH hasta el final del experimento.

En el Cuadro 26 se presentan los resultados del ACP donde se ve que el eigenvalor del CPrin 1 fue de 81.28 %, mientras que los eigenvectores de cada indicador fueron positivos y semejantes, salvo el caso de COT que fue negativo.

Cuadro 26. Eigenvalor y eigenvector del primer componente principal en el tiempo ajustado de humificación en el sistema de semicompostaje.

<b>EIGENVALOR</b>	<b>81.28%</b>
<b>INDICADOR</b>	<b>EIGENVECTOR</b>
COT	-0.530906
E4/E6	0.505104
DENS	0.494032
RH	0.467912

COT: Carbono orgánico total, RH: Relación de humificación; DENS: Densidad, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>: Relación del coeficiente óptico 465/665 nm.

La intensidad de humificación puede verse en la Figura 27, la que fue elaborada con el eigenvector de los 28 a los 196 DT, en esta imagen se detecta un comportamiento cuadrático, en el que la participación de los indicadores negativos dominó a los 28 DT, de igual manera la elevación de la curva puede estar relacionada con la abundancia del valor de los indicadores positivos durante el tiempo de transformación, esto sugiere que la intensidad de humificación fue continua.

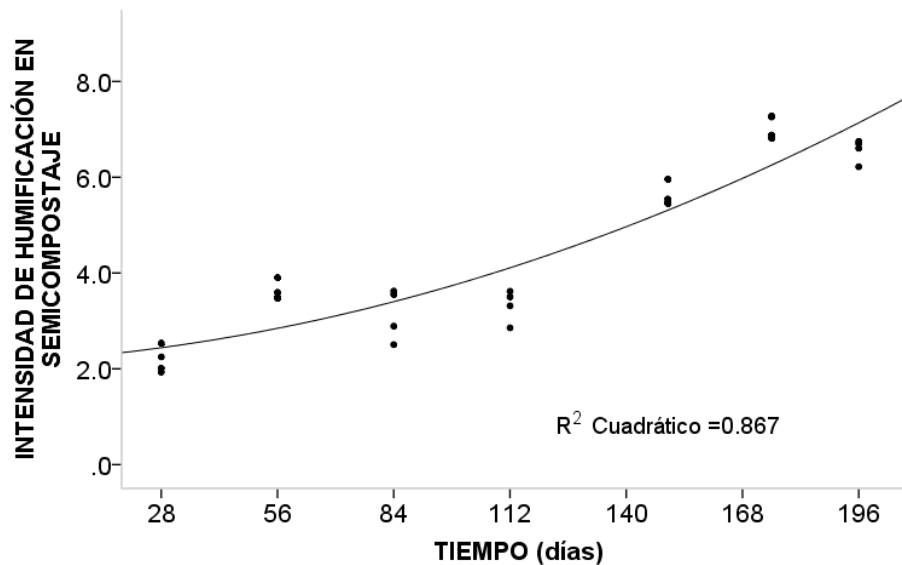


Figura 27. Intensidad de humificación en la materia orgánica sometida a semicompostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado.

De acuerdo a este comportamiento a los 28 DT hubo dominio del COT por lo que puede afirmarse que este es el insumo del producto, mientras que el incremento posterior puede explicarse por el dominio de RH, DENS y E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, los que presentaron valor positivo, de esta manera es posible que el contenido del C humificado en relación C orgánico total, así como la relación entre el C de tipo alifático y el aromático fueran los productos de humificación para SC.

El valor de la R<sup>2</sup> de la curva sirvió para elaborar el modelo de la intensidad, que se presenta con la siguiente ecuación:

$$IHsc = -2.314 + (0.006*T) + (0.00009629*T^2)$$

Donde:

IHsc = Índice de humificación en semicompostaje

T= Tiempo expresado en días



#### **4.2.2.3 Consideraciones sobre los procesos de transformación de la materia orgánica en el sistema de semicompostaje**

Fue notable que en SC se encontraran los valores más altos de correlación entre los indicadores de mineralización, en el caso de humificación, en cambio, fueron descartados CEx y CFF, así como el tamaño de las partículas GRU, MED y FIN porque presentaron una correlación menor a 0.3 (Laguna, 2014), en el caso del CEX y CFF los valores de las medias fueron menores a lo reportado por Tatàno *et al.* (2015), además se ha informado que residuos orgánicos domésticos sometidos a sistemas mesófilos de descomposición presentaron un comportamiento peculiar en referencia a los parámetros de humificación, debido a que se observaron descensos e incrementos que fueron adjudicados a particularidades de métodos extractivos de la fracción húmica (Paradelo *et al.*, 2013).

También es destacable que COT, RH y  $E_4/E_6$  tuvieron alta correlación en ambos procesos, aunque los tiempos de ajuste indican que la mineralización ocurre desde el día 1 y pierde intensidad a los 84 días, mientras que en el caso de la humificación se ajustó de los 28 a los 112 DT.

En la Figura 28 se presenta la intensidad de los procesos de mineralización y humificación durante el tiempo ajustado.

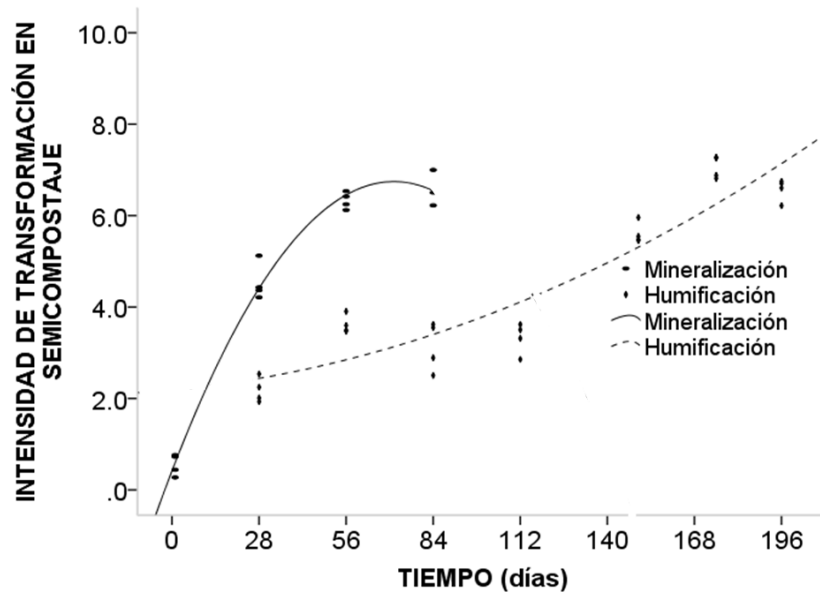


Figura 28. Intensidad de transformación de la materia orgánica sometida a semicompostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado.

Como se puede observar la curva de intensidad de cada proceso en el tiempo parece sugerir que la mineralización ocurrió con mayor intensidad desde el día 1, mientras que la humificación se presentó desde los 28 días y el incremento fue constante y paulatino. La curva de mineralización muestra incremento de intensidad hasta los 56 DT, ya que los valores registrados en la siguiente observación fueron similares y los cambios observados a los 196 DT no fueron significativos, en relación a la humificación la tendencia de la intensidad del proceso se mantuvo en aumento constante hasta los 196 DT.

De acuerdo a la Figura 28 se observa que la abundancia del COT en el inicio del experimento puede sugerir que este es un insumo tanto para mineralización como para humificación, además de que RH y  $E_4/E_6$  podrían ser los productos de ambos procesos de transformación de la MO sometida a SC.

## 4.2.3 Indicadores de intensidad de mineralización y humificación y generación de los modelos en el sistema de compostaje.

### 4.2.3.1 Indicadores de Intensidad de mineralización y generación del modelo en el sistema de compostaje

Los parámetros que se han documentado como referentes para la valoración de la mineralización de la MO sometida a CP (Haynes *et al.*, 2015; Fornes *et al.*, 2012; Abaker *et al.*, 2018) fueron sometidos a un análisis de correlación con los valores obtenidos desde el día 1 al 196, de igual manera se trabajó para ajustar los extremos en el tiempo y determinar el periodo que correspondía a la máxima correlación. La matriz de correlación con los indicadores de mineralización y el tiempo ajustado se presenta en el Cuadro 27.

Cuadro 27. Matriz de correlación de los indicadores seleccionados para mineralización de la materia orgánica sometida a compostaje en el tiempo ajustado.

COMPOSTAJE							
TIEMPO AJUSTADO: 1 a112 DT							
	VOL	E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	COT	CE	N-NO <sub>3</sub>	MED	IG
VOL	1						
E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	-0.8943	1					
COT	0.8991	-0.8794	1				
CE	-0.8684	0.7792	-0.8257	1			
N-NO <sub>3</sub>	-0.8871	0.7399	-0.7954	0.7039	1		
MED	-0.7508	0.803	-0.7079	0.8011	0.4436	1	
IG	-0.7118	0.8312	-0.6829	0.6207	0.6399	0.6874	1

COT: Carbono orgánico total, CE; Conductividad Eléctrica, N-NO<sub>3</sub>: Nitratos, IG: Índice de germinación, VOL: Volumen, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>: Relación del coeficiente óptico 465/665 nm, MED: Tamaño Medio de las Partículas (4.74 a 2.00 mm). DT: Días de transformación.

En el Cuadro 27 se muestra que los valores más altos de correlación entre los indicadores de mineralización seleccionados para CP se encontraron del 1 a los 112 DT, confirmando que los muestreos posteriores presentaron valores similares

o más bajos. La correlación entre indicadores presentó valores absolutos cercanos o superiores a 0.7 (Laguna, 2014), a excepción de la correlación entre N-NO<sub>3</sub> y MED, definida como moderada por esta misma autora.

De acuerdo a lo presentado en el Cuadro 27, tanto COT como VOL presentaron correlación positiva entre ellos y negativa entre E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, CE, N-NO<sub>3</sub> e IG, de conformidad con estos resultados se puede considerar que la disminución de COT es simultánea a la del VOL y opuesta a la de los restantes indicadores. Dicha relación coincide con Sánchez-García *et al.* (2015) quienes informaron incremento en la CE mientras que disminuyó el COT en residuos de pollinaza sometidos a compostaje durante 130 días.

Los indicadores IG, CE y N-NO<sub>3</sub> han sido considerados como reflejo directo del proceso de mineralización y por aportar características con fines agronómicos a los residuos sometidos a procesos de compostaje (Rékási *et al.*, 2019). Además, el tamaño de las partículas MED también estuvo altamente correlacionado con los otros indicadores, a excepción de N-NO<sub>3</sub>; la disminución del tamaño de las partículas coincidió con lo observado por Doublet *et al.* (2010) y por Haynes *et al.* (2015) quienes sugirieron que durante la mineralización disminuye la dimensión de las partículas. Es destacable que Rel E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, presentó una alta correlación con todos los indicadores, ya que pudo estar enlazado a la abundancia de compuestos alifáticos generados durante la mineralización, se ha informado de una tendencia de incremento de esta relación durante el compostaje en mezclas altamente celulosíticas (Abaker *et al.*, 2018; Xu *et al.* 2019).

El resultado del ACP en el tiempo ajustado y con los indicadores seleccionados se presenta en el Cuadro 28.

Cuadro 28. Eigenvalor y eigenvector del primer componente principal en el tiempo ajustado de mineralización en el sistema de compostaje.

<b>EIGENVALOR</b>	<b>79.70 %</b>
<b>INDICADOR</b>	<b>EIGENVECTOR</b>
VOL	-0.408668
COT	-0.394075
IG	0.349202
MED	0.351779
N-NO <sub>3</sub>	0.354013
CE	0.380351
E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	0.402508

COT: Carbono orgánico total, CE; Conductividad Eléctrica, N-NO<sub>3</sub>: Nitratos, IG: Índice de germinación, VOL: Volumen, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>: Relación del coeficiente óptico 465/665 nm, MED: Tamaño Medio de las Partículas (4.74 a 2.00 mm).

Como se puede observar en el Cuadro 28 el eigenvalor del CPrin 1 fue de 79.70 %, siendo un valor razonable, a decir de Montanero (2008), así mismo se encuentra que los eigenvectores de cada uno de los indicadores contribuyeron con un nivel similar al CPrin 1 y en el caso de COT y VOL los valores fueron negativos, mientras que los restantes indicadores presentaron valores positivos.

La intensidad de mineralización con el eigenvector se presenta en la Figura 29, en la que se observa una línea con un incremento regular desde el 1 a los 112 DT, lo que puede explicarse por la mayor participación de los indicadores negativos durante los primeros días de transformación, posteriormente se incrementó la abundancia de los indicadores con valor positivo como IG, tamaño de las partículas MED, N-NO<sub>3</sub>, CE y E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, por lo que se puede percibir que el proceso de mineralización mantuvo intensidad constante durante el tiempo.

Estos hallazgos sugieren que las sustancias estimulantes de la germinación, la concentración de sales solubles, los nitratos, la relación óptica entre el contenido de compuestos alifáticos y aromáticos del C soluble pueden ser considerados

productos del proceso, mientras que el contenido del COT puede ser un insumo de mineralización en el CP.

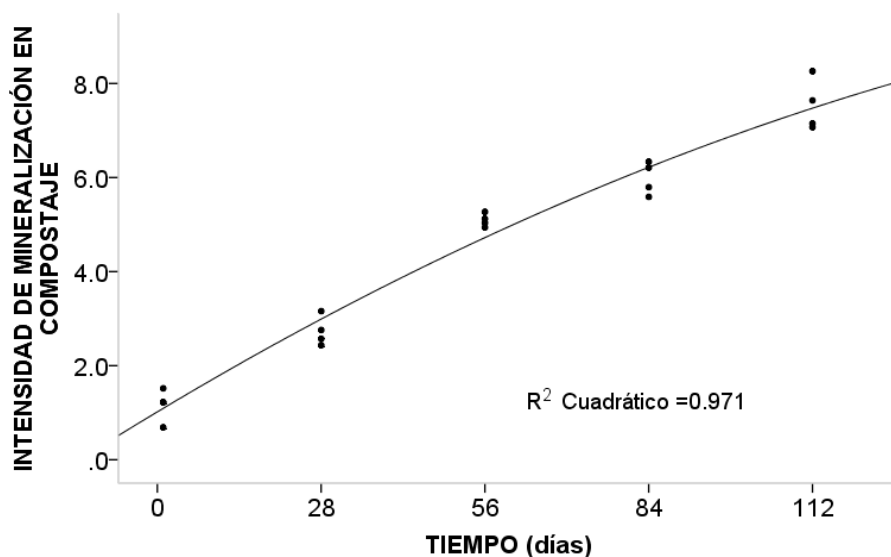


Figura 29. Intensidad de mineralización en la materia orgánica sometida a compostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado.

Se ha propuesto que la mineralización de la MO ocurre de manera diferenciada, adjudicado al grado de solubilidad de los residuos celulosíticos, ya que las moléculas alifáticas poseen diferencias de hidrofobicidad, siendo degradadas en primera instancia las más solubles en soluciones acuosas (Sable *et al.*, 2019), así mismo Lara *et al.* (2018) observaron una etapa inicial muy activa de degradación, que correspondía a la degradación de MO lábil, posteriormente la actividad biológica disminuyó en intensidad.

El valor de la  $R^2$  de la curva sirvió para elaborar el modelo de la intensidad de mineralización para compostaje, el que se presenta con la siguiente ecuación:

$$IMcp = -3.481 + (0.075 * T) + (-0.000152 * T^2)$$

Donde:

IMcp = Índice de mineralización en compostaje

T= Tiempo expresado en días

#### 4.2.3.2 Indicadores de Intensidad de humificación y generación del modelo en el sistema de compostaje

Los indicadores de humificación en CP recomendados (Albuquerque *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2017; Fornes *et al.*, 2012) y obtenidos desde el día 1 a los 196 fueron sometidos a un análisis de matriz de correlación y con el método de ensayo y descarte, fueron definidos tanto los indicadores, como el tiempo en el que se presentaron los más altos valores de correlación. De esta manera el Cuadro 29 presenta la matriz de correlación con los indicadores de humificación y el tiempo ajustado.

Cuadro 29: Matriz de correlación de los indicadores seleccionados para humificación de la materia orgánica sometida a compostaje en el tiempo ajustado.

COMPOSTAJE				
TIEMPO AJUSTADO: 28 a 196 DT				
	COT	TEMP	DENS	RH
COT	1			
TEMP	0.9138	1		
DENS	-0.8499	-0.7961	1	
RH	-0.6484	-0.6383	0.5981	1

COT: Carbono orgánico total, TEMP: Temperatura, RH Relación de Humificación, DENS: Densidad, DT: Días de transformación.

El porcentaje máximo de variación con los indicadores de humificación para CP fue de los 28 a los 196 DT, mientras que la correlación de los indicadores fue de alta a moderada. Los indicadores de COT y TEMP estuvieron correlacionados con valores positivos entre sí y de forma negativa con RH y DENS. Por esta razón por la que se entiende que, durante la humificación, la reducción de los valores de COT y TEMP coincidieron con el incremento de los valores para de RH y DENS y que el incremento del COT fue simultáneo al de TEMP. En este sistema resultó razonable que TEMP fuera un parámetro con alta correlación debido al carácter termófilo del proceso, condición que ha sido valorada como fundamental para la eficiencia del sistema (Yu *et al.*, 2018).

El resultado del ACP en el tiempo ajustado y con los indicadores seleccionados se presenta en el Cuadro 30.

Cuadro 30. Eigenvalor y eigenvector del primer componente principal en el tiempo ajustado de humificación en el sistema de compostaje.

<b>EIGENVALOR</b>	<b>80.93 %</b>
<b>INDICADOR</b>	<b>EIGENVECTOR</b>
DENS	-0.504357
RH	-0.43759
TEMP	0.521228
COT	0.531361

COT: Carbono orgánico total, TEMP: Temperatura, RH Relación de Humificación, DENS: Densidad.

Como se presenta en el Cuadro 30 el eigenvalor del CPrin 1 fue de 80.93 %, considerado un valor razonable (Montanero, 2008), mientras que es notorio que la contribución a los eigenvectores de cada indicador al CPrin 1 exhibe valores similares, aunque para COT y TEMP fueron de tipo positivo y fue negativo para RH y DENS.



Con el eigenvector se elaboró la Figura 30, en la que se distingue la intensidad de humificación durante los 112 DT.

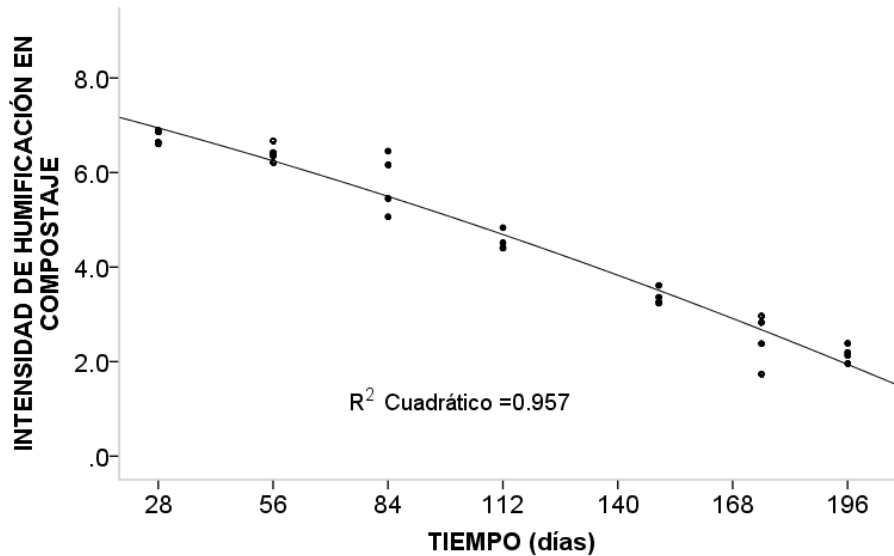


Figura 30. Intensidad de humificación en la materia orgánica sometida a compostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado.

En la Figura 30 se puede detectar una línea descendente durante el tiempo ajustado, dicha tendencia podría explicarse a la mayor participación de los indicadores con valor negativo durante el tiempo del proceso de humificación, lo que fue constante hasta los 196 DT.

Como se ha mencionado con anterioridad el comportamiento de la línea de intensidad de humificación representa la integración de los valores positivos y negativos de cada indicador y de esta manera contiene la información en el tiempo sobre la abundancia de los indicadores en conjunto. En este sistema los indicadores con valor positivo fueron COT y TEMP, mientras que DENS y RH presentaron valores negativos, por lo que se observa que a los 28 DT los indicadores de valor positivo presentaron altos valores y conforme la MO fue transformada la abundancia de los indicadores con valor negativo dominó el

proceso, esta línea puede indicar que el proceso de transformación presentó una intensidad constante desde los 28 DT.

Los resultados de esta investigación pueden apuntar que el C orgánico total pueden ser un insumo, mientras que el valor del contenido del C humificado en relación al C orgánico total, podría ser considerado un producto del proceso de humificación dado que fue incrementando su abundancia en el tiempo. Resultados similares fueron presentados por Fukushima *et al.* (2009) quienes evaluaron el proceso de humificación en residuos altamente celulosíticos y lignificados, describiendo un incremento constante y moderado de compuestos húmicos durante 365 días de transformación.

El valor de la R<sup>2</sup> de la curva sirvió para elaborar el modelo de la intensidad de humificación en compostaje, el que se presenta con la siguiente ecuación:

$$IHcp = 3.087 + (-0.022*T) + (-0.00003482 * T^2)$$

Donde:

IHcp = Índice de humificación en compostaje

T= Tiempo expresado en días

#### **4.2.3.3 Consideraciones sobre los procesos de transformación de la materia orgánica en el sistema de compostaje**

Los indicadores involucrados en la mineralización de la MO sometida a CP presentaron diferentes valores de correlación entre sí, además de que se descartaron pH y TEMP debido a que evidenciaron valor absoluto menor a 0.4, el que es considerado bajo (Laguna, 2014), en tanto que en humificación los indicadores de menor correlación fueron CEx, CFF y la Rel E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, numerosas investigaciones consideran que el incremento del contenido del C soluble, así como el fúlvico y el proveniente de los grupos aromáticos, está relacionado con la

humificación (Khan *et al.*, 2014), en esta investigación, el contenido de este tipo de C se incrementó en el tiempo en proporción similar a lo informado con MO sometida a compostaje (Rastogi *et al.*, 2019), sin embargo no se encontró alta correlación entre los indicadores.

En la Figura 31 se presenta la intensidad de los procesos de mineralización y humificación durante el tiempo ajustado.

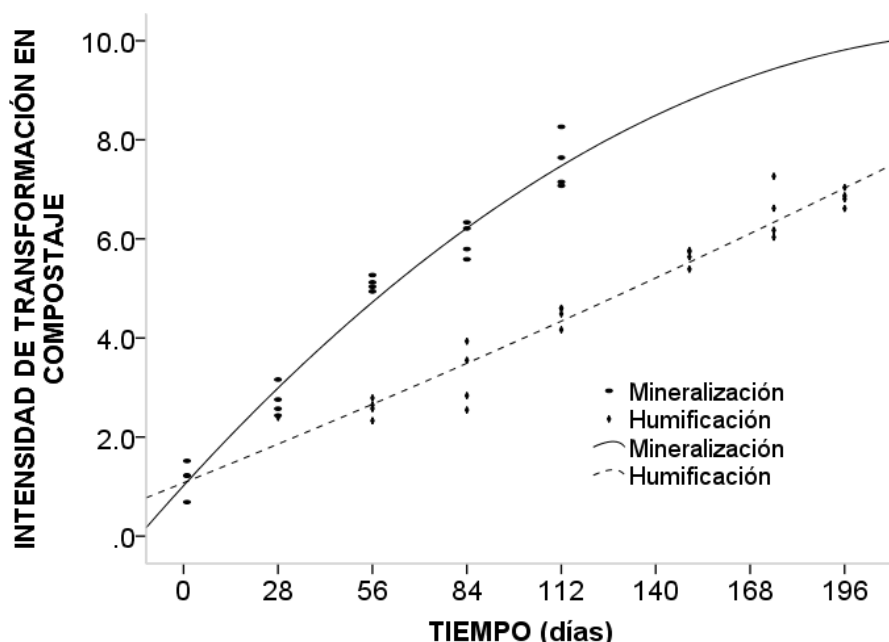


Figura 31. Intensidad de transformación de la materia orgánica sometida a compostaje con los indicadores seleccionados y en el tiempo ajustado.

En la figura anterior se puede observar que la intensidad de los procesos durante el CP se desarrollo de manera simultánea desde los 28 días, sin embargo la intensidad fue mayor para mineralización, mientras que en humificación el incremento fue constante. Estos resultados coinciden con Rastogi *et al.* (2019) quienes sugirieron que durante el compostaje de residuos vegetales con estiércol bovino, la mineralización se desarrolla de maera previa a la humificación y que esta última se caracteriza por la complejidad de las moléculas húmicas.

De acuerdo con los hallazgos derivados de esta investigación, es posible que el C orgánico sea un insumo para ambos procesos, en tanto que los que pueden ser considerados productos variaron ampliamente en mineralización y humificación.

## V CONCLUSIONES

En los sistemas de vermicompostaje, semicompostaje y compostaje se definieron como indicadores de mineralización al carbono orgánico total, índice de germinación, conductividad eléctrica, nitratos y la relación de moléculas alifáticas sobre las aromáticas.

En los sistemas de vermicompostaje, semicompostaje y compostaje se definieron como indicadores de humificación al carbono orgánico total, la relación de moléculas alifáticas sobre las aromáticas y la relación de humificación.

En los sistemas de vermicompostaje y compostaje se observó dominio de los indicadores de mineralización del día 1 a los 112 de transformación.

En el sistema de semicompostaje se observó dominio de los indicadores de mineralización del día 1 a los 84 de transformación.

En el sistema de vermicompostaje la intensidad de mineralización y humificación se presentó de manera simultánea.

En los sistemas de semicompostaje y compostaje la mineralización antecedió a la humificación.

La intensidad de los procesos de mineralización y humificación presentó incremento a los 112 en el sistema de vermicompostaje, posteriormente la intensidad se mantuvo constante hasta los 196 días de transformación.

La intensidad de mineralización en el sistema de semicompostaje presentó incremento hasta los 84 días, posteriormente la intensidad se mantuvo constante hasta los 196 días de transformación.

La intensidad de humificación en el sistema de semicompostaje presentó incremento durante los 196 días de transformación.

La intensidad de mineralización y humificación en el sistema de compostaje presentó incremento hasta los 196 días de transformación.

En los sistemas de vermicompostaje, semicompostaje y compostaje el contenido de carbono orgánico total se identificó como insumo del proceso de mineralización.

En los sistemas de vermicompostaje, semicompostaje y compostaje el índice de germinación, el contenido de sales solubles, los nitratos, así como la relación óptica entre el contenido de compuestos alifáticos y aromáticos del carbono soluble fueron identificados como productos de mineralización.

En los sistemas de vermicompostaje, semicompostaje y compostaje el carbono orgánico total se identificó como insumo de la humificación.

En los sistemas de vermicompostaje, semicompostaje y compostaje la relación de humificación y la relación óptica entre el contenido de compuestos alifáticos y aromáticos del carbono soluble se identificaron como productos de la humificación.

El modelaje de los procesos de mineralización y humificación aportó información sobre los tiempos, insumos y productos de la materia orgánica sometida a sistemas de transformación controlada.

Los resultados de esta investigación mostraron que la intensidad de mineralización y humificación de la materia orgánica sometida a vermicompostaje, semicompostaje y compostaje se comportó de manera diferenciada, es posible que los modelos estadísticos desarrollados en esta investigación puedan ser herramientas de aplicación rutinaria en ámbitos de investigación y producción, con fines agronómicos y de mejoramiento de suelos.

Es necesario desarrollar futuras investigaciones involucrando materia orgánica de diversa naturaleza y disponibilidad para definir la intensidad de mineralización y humificación bajo otras condiciones.

Investigaciones futuras son necesarias para desarrollar herramientas informáticas que permitan la aplicación de los modelos aquí desarrollados sobre situaciones específicas.

Los sistemas controlados de transformación de la materia orgánica representan sistemas biológicos que dependen de múltiples aspectos de manejo y control, no obstante, aún son necesarias propuestas de estudio de los procesos de mineralización y humificación con enfoque descriptivo, predictivo o explicativo para mejorar la calidad de los productos, la eficiencia de la transformación, así como para reducir los costos de los sistemas de transformación, de igual manera son necesarios estudios posteriores que evalúen la respuesta de la aplicación de la materia orgánica en suelos y cultivos, producida bajo los criterios de esta investigación.

## VI LITERATURA CITADA

Abaker, M. G., M. Domeizel, O.R. Mouloubou, N. Rapetti, and S. Mounier. 2018. UV–Visible and Fluorescence Green Waste Composts Monitoring: Material Dependency. *Compost Science & Utilization* 26(3), 177-188.

Abdel-Rahman, M. A., M. N. El-Din, B. M. Refaat, E. H. Abdel-Shakour, E. E. D. Ewais, and H. M. Alrefaey. 2016. Biotechnological application of thermotolerant cellulose-decomposing bacteria in composting of rice straw. *Annals of Agricultural Sciences* 61(1): 135-143.

Abdoli, M. A., G. Omrani, M. Safa, and S. Samavat. 2019. Comparison between aerated static piles and vermicomposting in producing co-compost from rural organic wastes and cow manure. *International Journal of Environmental Science and Technology* 16(3): 1551-1562.

Acosta, Y., M. E. Zauahre, L. Rodríguez, N. Reyes, and D. Rojas. 2012. Indicadores de calidad bioquímica y estabilidad de la materia orgánica durante el proceso de compostaje de residuos orgánicos. *Multiciencias* 12(4): 390-399.

Acosta-Durán, C. M., O. Solís-Pérez, O. G. Villegas-Torres, and L. Cardoso-Vigueros. 2013. Precomposting of organic residues and its effect in the population dynamics of *Eisenia foetida*. *Agronomía Costarricense* 37(1): 127-139.

Admakin, L. A. 2018. Assessment of the microelement distribution among the structural components of coal. *Coke and Chemistry* 61(7): 246-253.

Aguiar, N. O., F. L. Olivares, E. H. Novotny, L. B. Dobbss, D. M. Balmori, L. G. Santos-Júnior, ... and L. P. Canellas. 2013. Bioactivity of humic acids isolated from vermicomposts at different maturation stages. *Plant and Soil* 362(1-2): 161-174.

Aira, M., F. Monroy, and J. Domínguez. 2006. C to N ratio strongly affects population structure of *Eisenia fetida* in vermicomposting systems. *European Journal of Soil Biology* 42: S127-S131.



Akond, M. A., M. N. Jahan, N. Sultana, and F. Rahman. 2016. Effect of temperature, pH and NaCl on the isolates of actinomycetes from straw and compost samples from Savar, Dhaka, Bangladesh. *American Journal of Microbiology and Immunology* 1(2): 10-15.

Alavi, N., M. Daneshpajou, M. Shirmardi, G. Goudarzi, A. Neisi, and A. A. Babaei. 2017. Investigating the efficiency of co-composting and vermicomposting of vinasse with the mixture of cow manure wastes, bagasse, and natural zeolite. *Waste Management* 69: 117-126.

Albuquerque, J. A., J. González, G. Tortosa, G. A. Baddi, and J. Cegarra. 2009. Evaluation of “alperujo” composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation* 20(2): 257-270.

Alvarenga, P., C. Mourinha, M. Farto, P. Palma, J. Sengo, M.C. Morais, and C. Cunha-Queda. 2016. Quality assessment of a battery of organic wastes and composts using maturity, stability and enzymatic parameters. *Waste and Biomass Valorization* 7(3): 455-465.

Alvarez-Puebla, R. A., C. Valenzuela-Calahorro, and J. J. Garrido. 2006. Theoretical study on fulvic acid structure, conformation and aggregation: a molecular modelling approach. *Science of the total environment* 358(1-3): 243-254.

Annual book of ASTM (2001). Standard Test Methods for Moisture, Ash and Organic Matter of Peat and Other Organic Soils. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, Pennsylvania, USA. 631 pp.

Ansari, A. A., and S.A. Ismail. 2012. Role of earthworms in vermitechnology. *Journal of Agricultural Technology* 8(2), 403-415.

Antunes, L. P., L. F. Martins, R. V Pereira, A. M. Thomas, D. Barbosa, L. N. Lemos, ... and K. C. Lombardi. 2016. Microbial community structure and dynamics in thermophilic composting viewed through metagenomics and metatranscriptomics. *Scientific reports* 6: 38915.

APHA 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th ed. American Public Health Association. Washington, EUA. 541 p.

Awasthi, M. K., A. K. Pandey, J. Khan, P. S. Bundela, J. W. Wong, and A. Selvam. 2014. Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. *Bioresource Technology* 168: 214-221.

Awasthi, M. K., A. K. Pandey, P. S. Bundela, and J. Khan. 2015. Co-composting of organic fraction of municipal solid waste mixed with different bulking waste: characterization of physicochemical parameters and microbial enzymatic dynamic. *Bioresource Technology* 182: 200-207.

Awasthi, M. K., Q. Wang, H. Chen, S. K. Awasthi, M. Wang, X. Ren, ... and Z. Zhang. 2018. Beneficial effect of mixture of additives amendment on enzymatic activities, organic matter degradation and humification during biosolids co-composting. *Bioresource Technology* 247: 138-146.

Azim, K., B. Soudi, S. Boukhari, C. Perissol, S. Roussos, and I. T. Alami. 2018. Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic Agriculture* 8(2): 141-158.

Bachman, G. R., and J. D. Metzger. 2007. Physical and chemical characteristics of a commercial potting substrate amended with vermicompost produced from two different manure sources. *HortTechnology* 17(3): 336-340.

Banegas, V., J. L. Moreno, J. I. Moreno, C. Garcia, G. Leon, and T. Hernandez. 2007. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management* 27(10): 1317-1327.

Barje, F., L. El Fels, H. El Hajjouji, S. Amir, P. Winterton, and M. Hafidi. 2012. Molecular behaviour of humic acid-like substances during co-composting of olive mill waste and the organic part of municipal solid waste. *International Biodeterioration and Biodegradation* 74: 17-23.

Barrena, R., X. Font, X. Gabarrell, and A. Sánchez. 2014. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management* 34(7): 1109-1116.

Bazrafshan, E., A. Zarei, F. K. Mostafapour, N. Poormollae, S. Mahmoodi, and M. A. Zazouli. 2016. Maturity and stability evaluation of composted municipal solid wastes. *Health Scope*, 5(1).

Bernal, M. P., J.A. Albuquerque, and R. Moral. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100(22), 5444-5453.

Bhat, S. A., J. Singh, K. Singh, and A. P. Vig. 2017. Genotoxicity monitoring of industrial wastes using plant bioassays and management through vermitechnology: a review. *Agriculture and Natural Resources* 51(5): 325-337.

Biabani, A., L. Carpenter-Boggs, A. Gholizadeh, M. Vafaie-Tabar, and M. O. Omara. 2018. Reproduction efficiency of *Eisenia foetida* and substrate changes during vermicomposting of organic materials. *Compost Science and Utilization* 26(3): 209-215.

Biely, P., S. Singh, and V. Puchart. 2016. Towards enzymatic breakdown of complex plant xylan structures: state of the art. *Biotechnology Advances* 34(7): 1260-1274.

Bohacz, J., and T. Kornitłowicz-Kowalska. 2009. Changes in enzymatic activity in composts containing chicken feathers. *Bioresource Technology* 100(14): 3604-3612.

Bohacz, J. 2018. Microbial strategies and biochemical activity during lignocellulosic waste composting in relation to the occurring biothermal phases. *Journal of Environmental Management* 206: 1052-1062.

Boldrin, A., T. H. Christensen, I. Körner, and U. Krogmann. 2011. Composting: mass balances and product quality. In: Christensen, T.H. (Ed.), *Solid Waste*

Technology and Management, vol. 2. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, UK, pp. 569–582.

Bonanomi, G., T.C. Sarker, M. Zotti, G. Cesarano, E. Allevato, and S. Mazzoleni. 2019. Predicting nitrogen mineralization from organic amendments: beyond C/N ratio by  $^{13}\text{C}$ -CPMAS NMR approach. *Plant and Soil* 1-18.

Boniecki, P., J. Dach, K. Pilarski, and H. Piekarska-Boniecka. 2012. Artificial neural networks for modeling ammonia emissions released from sewage sludge composting. *Atmospheric Environment* 57: 49-54.

Boruah, T., A. Barman, P. Kalita, J. Lahkar, and H. Deka. 2019. Vermicomposting of citronella bagasse and paper mill sludge mixture employing *Eisenia fetida*. *Bioresource Technology* 294, 122147.

Breitenbeck, G. A., and D. Schellinger. 2004. Calculating the reduction in material mass and volume during composting. *Compost Science and Utilization* 12(4): 365-371.

Cáceres, R., K. Malińska, and O. Marfa. 2018. Nitrification within composting: a review. *Waste Management* 72: 119-137.

Cai, C. Z., L. Y. Han, Z. L. Ji, and Y. Z. Chen. 2004. Enzyme family classification by support vector machines. *Proteins: Structure, Function, and Bioinformatics* 55(1): 66-76.

Cai, L., X. Gong, X. Sun, S. Li, and X. Yu. 2018. Comparison of chemical and microbiological changes during the aerobic composting and vermicomposting of green waste. *PLoS one* 13(11): e0207494.

Canellas, L. S. e G. Araújo. 2005. Humosfera. Tratado Preliminar sobre a Química das Substâncias Húmicas. UENF. Campos dos Goytacazes, Brasil. 309 p.

Canellas, L. P., D. B. Zandonadi, J. G. Busato, M. A. Baldotto, M. L. Simões, L. Martin-Neto,... and A. Piccolo. 2008. Bioactivity and chemical characteristics of humic acids from tropical soils sequence. *Soil Science* 173(9): 624-637.

Canellas, L. P., and F. Olivares. 2014. Physiological responses to humic substances as plant growth promoter. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture* 1(1):3.

Canfield, D. E., A. N. Glazer, and P. G. Falkowski. 2010. The evolution and future of Earth's nitrogen cycle. *Science* 330(6001): 192-196.

Castillo, H., A. Hernández, D. Domínguez y D. Ojeda. 2010. Effect of californian red worm (*Eisenia foetida*) on the nutrient dynamics of a mixture of semicomposted materials. *Chilean Journal of Agricultural Research* 70(3): 465-473.

Částková, T., and A. Hanč. 2018. Change of the parameters of layers in a large-scale grape marc vermicomposting system with continuous feeding. *Waste Management and Research* 0734242X18819276.

Cayuela, M. L., M. A. Sánchez-Monedero, A. Roig, T. Sinicco, and C. Mondini. 2012. Biochemical changes and GHG emissions during composting of lignocellulosic residues with different N-rich by-products. *Chemosphere* 88(2): 196-203.

Cesaro, A., A. Conte, V. Belgiorno, A. Siciliano, M. and Guida. 2019. The evolution of compost stability and maturity during the full-scale treatment of the organic fraction of municipal solid waste. *Journal of Environmental Management* 232: 264-270.

Cestonaro, T., M. S. S. de Mendonça Costa, L. A. de Mendonça Costa, D. C. Pereira, M. A. Rozatti, and M. F. L. Martins. 2017. Addition of cattle manure to sheep bedding allows vermicomposting process and improves vermicompost quality. *Waste Management* 61: 165-170.

Chan, M., A. Selvam, y J. W. C. Wong. 2016. Reducing nitrogen loss and salinity during 'struvite' food waste composting by zeolite amendment. *Bioresource Technology* 200: 838e844

Chang, R. R., R. Mylotte, M. H. B. Hayes, R. McInerney, and Y. M. Tzou. 2014. A comparison of the compositional differences between humic fractions isolated by the IHSS and exhaustive extraction procedures. *Naturwissenschaften* 101(3): 197-209.

Chang, R., Y. Li, Q. Chen, Q. Guo, and J. Jia. 2019. Comparing the effects of three *in situ* methods on nitrogen loss control, temperature dynamics and maturity during composting of agricultural wastes with a stage of temperatures over 70 °C. *Journal of Environmental Management* 230: 119-127.

Chen, Y., Z. Jiang, X. Zhang, B. Cao, F. Yang, Z. Wang, and Y. Zhang. 2017. Variation in the Humification Degree of Dissolved Organic Matter from Cattle Manure during Composting as Analyzed by Ultraviolet-Visible and Fluorescence Spectroscopy. *Journal of environmental quality* 46(6), 1489-1499.

Chowdhury, M. A., A. de Neergaard, and L. S. Jensen. 2014. Composting of solids separated from anaerobically digested animal manure: Effect of different bulking agents and mixing ratios on emissions of greenhouse gases and ammonia. *Biosystems Engineering* 124: 63-77.

Colín-Navarro, V., I. A. Domínguez-Vara, J. Olivares-Pérez, O. A. Castelán-Ortega, A. García-Martínez, and F. Avilés-Nova. 2017. Compostaje y vermicompostaje: Estrategias de manejo del estiércol equino y bovino en una zona rural del sur del Estado de México. En: A. Cavallotti, J. A. Cesín y B. Ramírez (coords). *Estudios Económicos y Sociales de la Producción Pecuaria*. Universidad Autónoma Chapingo, México. p. 89-103.

Cui, H. Y., Y. Zhao, Y. N. Chen, X. Zhang, X. Q. Wang, Q. Lu, ... and Z. M. Wei. 2017. Assessment of phytotoxicity grade during composting based on

EEM/PARAFAC combined with projection pursuit regression. *Journal of Hazardous Materials* 326: 10-17.

Czekała, W., J. Dach, R. Dong, D. Janczak, K. Malińska, K. Józwiakowski, ... and M. Cieślik. 2017. Composting potential of the solid fraction of digested pulp produced by a biogas plant. *Biosystems Engineering* 160: 25-29.

da Silva, R. R., G-. N. Lucena, Â. F.Machado, G.A. de Freitas, A. T. Matos, and W. A. P. Abrahão. 2018. Spectroscopic and elementary characterization of humic substances in organic substrates. *Comunicata Scientiae* 9(2): 264-274.

Datta, R., A. Kelkar, D. Baraniya, A. Molaei, A. Moulick, R. Meena, and P. Formanek. 2017. Enzymatic degradation of lignin in soil: a review. *Sustainability* 9(7): 1163.

de Guardia, A., P. Mallard, C. Teglia, A. Marin, C. Le Pape, M. Launay, ... and C. Petiot. 2010. Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 1, biodegradability, stabilization kinetics and temperature rise. *Waste Management* 30(3): 402-414.

de Melo, B. A. G., F. L. Motta, and M. H. A. Santana. 2016. Humic acids: Structural properties and multiple functionalities for novel technological developments. *Materials Science and Engineering: C* 62: 967-974.

Delgado-Rodríguez, M., M. Ruiz-Montoya, I. Giraldez, I. O. Cabeza, R. López, and M. J. Díaz. 2010. Effect of control parameters on emitted volatile compounds in municipal solid waste and pine trimmings composting. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 45(7): 855-862.

Domínguez, J., and C. A. Edwards. 2011. Relationships between composting and vermicomposting. *Vermiculture Technology Earthworms, Organic Wastes, and Environmental Management* 11-26.

Domínguez, J., M. Aira, A. R. Kolbe, M. Gómez-Brandón, and M. Pérez-Losada. 2019. Changes in the composition and function of bacterial communities

during vermicomposting may explain beneficial properties of vermicompost. *Scientific reports* 9(1): 9657.

Dores-Silva, P. R., M. D. Landgraf, and M. O. Rezende. 2018. Humification process in different kinds of organic residue by composting and vermicomposting: have microbioreactors really accelerated the process? *Environmental Science and Pollution Research* 25(18): 17490-17498.

Doublet, J., C. Francou, M. Poitrenaud, and S. Houot. 2010. Sewage sludge composting: Influence of initial mixtures on organic matter evolution and N availability in the final composts. *Waste Management* 30(10): 1922-1930.

Farrell, M., and D. L. Jones. 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresource Technology* 100(19): 4301-4310.

Federici, E., M. Pepi, A. Esposito, S. Scargetta, L. Fidati, S. Gasperini, ... and R. Altieri. 2011. Two-phase olive mill waste composting: community dynamics and functional role of the resident microbiota. *Bioresource Technology* 102(23): 10965-10972.

Figuroa, A. B., J. Álvarez, A. F. Forero, C. Salamanca, and L. P. Pinzón. 2017. Determinación del nitrógeno potencialmente mineralizable y la tasa de mineralización de nitrógeno en materiales orgánicos. *Revista Temas Agrarios*. Universidad de Córdoba 17(1): 32-43.

Fornes, F., D. Mendoza-Hernández, R. García-de-la-Fuente, M. Abad, and R. M. Belda. 2012. Composting versus vermicomposting: a comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. *Bioresource Technology* 118: 296-305.

Fuentes, M., R. Baigorri, G. González-Gaitano, and J. M. García-Mina. 2018. New methodology to assess the quantity and quality of humic substances in



organic materials and commercial products for agriculture. *Journal of Soils and Sediments* 18(4): 1389-1399.

Fukushima, M., M. Yamamoto, T. Komai, and K. Yamamoto. 2009. Studies of structural alterations of humic acids from conifer bark residue during composting by pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry using tetramethylammonium hydroxide (TMAH-py-GC/MS). *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 86(1): 200-206.

Gabhane, J., S. P. William, R. Bidyadhar, P. Bhilawe, D. Anand, A. N. Vaidya, and S. R. Wate. 2012. Additives aided composting of green waste: Effects on organic matter degradation, compost maturity, and quality of the finished compost. *Bioresource Technology* 114: 382-388.

Gajalakshmi, S., and S. A. Abbasi. 2004. Earthworms and vermicomposting. *Indian Journal of Biotechnology* 3: 486-494.

Ganguly, R. K., and S. K. Chakraborty. 2019. Assessment of qualitative enrichment of organic paper mill wastes through vermicomposting: humification factor and time of maturity. *Heliyon* 5(5), e01638.

Gao, M., F. Liang, A. Yu, B. Li, and L. Yang. 2010. Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. *Chemosphere* 78(5): 614-619.

García, E. 1981. Modificaciones al proceso de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Editorial Larrios, México. 252 pp.

García, A. C., L. G. A. De Souza, M. G. Pereira, R. N. Castro, J. M. García-Mina, E. Zonta, ... and R. L. L. Berbara. 2016. Structure-property-function relationship in humic substances to explain the biological activity in plants. *Scientific Reports*, 6: 20798.

Garg, V. K., and R. Gupta. 2011. Effect of temperature variations on vermicomposting of household solid waste and fecundity of *Eisenia fetida*. *Bioremediation Journal* 15(3): 165-172.

Ge, J., G. Huang, J. Huang, J. Zeng, and L. Han. 2015. Mechanism and kinetics of organic matter degradation based on particle structure variation during pig manure aerobic composting. *Journal of Hazardous Materials* 292; 19-26.

Gil, A., M. Toledo, J.A. Siles, and M.A. Martín. 2018. Multivariate analysis and biodegradability test to evaluate different organic wastes for biological treatments: Anaerobic co-digestion and co-composting. *Waste management* 78, 819-828.

Gobat, J. M., M. Aragno, and W. Matthey. 2010. *Le sol vivant: bases de pédologie, biologie des sols* (Vol. 14). PPUR Presses polytechniques.

Gómez-Brandón, M., M. Lores, and J. Domínguez. 2012. Species-specific effects of epigeic earthworms on microbial community structure during first stages of decomposition of organic matter. *PloS one* 7(2): e31895.

Gómez-Brandón, M., M. Lores, and J. Domínguez. 2013. Changes in chemical and microbiological properties of rabbit manure in a continuous-feeding vermicomposting system. *Bioresource Technology* 128: 310-316.

Guo, X. X., H. T. Liu, and S. B. Wu. 2019. Humic substances developed during organic waste composting: Formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions. *Science of the Total Environment* 662: 501–510.

Hameed, A., S. Fatma, J. I. Wattoo, M. Yaseen, and S. Ahmad. 2018. Accumulative effects of humic acid and multinutrient foliar fertilizers on the vegetative and reproductive attributes of citrus (*Citrus reticulata* cv. kinnow mandarin). *Journal of Plant Nutrition* 41(19): 2495-2506.

Hänninen, K. 2010. Historical and current progress in understanding the origin and structure of humic substances. *Chemistry and Ecology* 26(S2): 1-11.

Hastuti, D., I. I. Muhamad, R. A. Rahman, G. Sahyoga, and A. Gafur. 2019. The effect of particle size of empty fruit bunch and ratio of biosludge of pulp and paper on biochemical changes in composting process. *Jurnal Teknologi* 81(2): 81-90.

Haynes, R. J., O. N. Belyaeva, and Y. F. Zhou. 2015. Particle size fractionation as a method for characterizing the nutrient content of municipal green waste used for composting. *Waste management* 35: 48-54.

Haynes, R. J., and Y. F. Zhou. 2016. Comparison of the chemical, physical and microbial properties of composts produced by conventional composting or vermicomposting using the same feedstocks. *Environmental Science and Pollution Research* 23(11): 10763-10772.

Haug, R. 2018. *The practical handbook of compost engineering*. Routledge.

He, X., B. Xi, Z. Wei, X. Guo, M. Li, D. An, and H. Liu. 2011. Spectroscopic characterization of water extractable organic matter during composting of municipal solid waste. *Chemosphere* 82(4): 541-548.

Hernández-Rodríguez, A., L. Robles-Hernández, D. Ojeda-Barrios, J. Prieto-Luévano, A. C. González-Franco, and V. Guerrero-Prieto. 2017. Semicompost and vermicompost mixed with Peat moss enhance seed germination and development of lettuce and tomato seedlings. *Interciencia* 42(11): 774-779.

Ho, C. P., S. T. Yuan, S. H. Jien, and Z. Y. Hseu. 2010. Elucidating the process of co-composting of biosolids and spent activated clay. *Bioresource Technology* 101(21): 8280-8286.

Hoekstra, N. J., T. Bosker, and E. A. Lantinga. 2002. Effects of cattle dung from farms with different feeding strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93(1-3): 189-196.

Huang, K., F. Li, Y. Wei, X. Fu, and X. Chen. 2014. Effects of earthworms on physicochemical properties and microbial profiles during vermicomposting of fresh fruit and vegetable wastes. *Bioresource Technology* 170, 45-52.

Huang, K., H. Xia, G. Cui, and F. Li. 2017. Effects of earthworms on nitrification and ammonia oxidizers in vermicomposting systems for recycling of fruit and vegetable wastes. *Science of the Total Environment* 578: 337-345.

Huang, K., and H. Xia. 2018. Role of earthworms' mucus in vermicomposting system: Biodegradation tests based on humification and microbial activity. *Science of the Total Environment* 610, 703-708.

Huang, Y., L. Danyang, G. M. Shah, W. Chen, W. Wang, Y. Xu, and H. Huang. 2019. Hyperthermophilic pretreatment composting significantly accelerates humic substances formation by regulating precursors production and microbial communities. *Waste Management* 92: 89-96.

Huelva L. R., D. Martínez, A. Calderín, O. Hernández, and F. Guridi. 2013. Propiedades químicas y química-físicas de derivados estructurales de ácidos húmicos obtenidos de vermicompost. *Actividad biológica. Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 22(2): 56-60.

Huerta-Pujol, O., M. Soliva, F. X. Martínez-Farré, J. Valero, and M. López. 2010. Bulk density determination as a simple and complementary tool in composting process control. *Bioresource Technology* 101(3): 995-1001.

IHSS. 2019. <http://www.humicsubstances.org/isolation.html>

Íñiguez, G., J. Parra, and P. A. Velasco. 2006. Utilización de subproductos de la industria tequilera. Parte 8. Evolución de algunos constituyentes de la mezcla de biosólidos-bagazo de agave durante el compostaje. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 22(2): 83-93.

Irshad, M., A.E. Eneji, Z. Hussain, and M. Ashraf. 2013. Chemical characterization of fresh and composted livestock manures. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 13(1), 115-121.

Jain, M. S., M. Daga, and A. S. Kalamdhad. 2018. Composting physics: A degradation process-determining tool for industrial sludge. *Ecological Engineering* 116: 14-20.

Jiménez, E. I., M. Silva, F. Egea. 2008. 11. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. En: Compostaje. (Ed. Moreno CJ y Moral RH), pp. 243-283. Mundi-Prensa, Madrid, España.

Jiang, Z., Y. Lu, J. Xu, M. Li, G. Shan, and Q. Li. 2019. Exploring the characteristics of dissolved organic matter and succession of bacterial community during composting. *Bioresource Technology* 292, 121942.

Jurado, M. M., F. Suárez-Estrella, M. C. Vargas-García, M. J. López, J. A. López-González, and J. Moreno. 2014. Increasing native microbiota in lignocellulosic waste composting: Effects on process efficiency and final product maturity. *Process biochemistry* 49(11): 1958-1969.

Kebibeche, H., O. Khelil, M. Kacem, and M. K. Harche. 2019. Addition of wood sawdust during the co-composting of sewage sludge and wheat straw influences seeds germination. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 168: 423-430.

Khan, N., I. Clark, M.A. Sánchez-Monedero, S. Shea, S. Meier, and N. Bolan. 2014. Maturity indices in co-composting of chicken manure and sawdust with biochar. *Bioresource Technology* 168, 245-251.

Khatua, C., S. Sengupta, V. K. Balla, B. Kundu, A. Chakraborti, and S. Tripathi. 2018. Dynamics of organic matter decomposition during vermicomposting of banana stem waste using *Eisenia fetida*. *Waste Management* 79: 287-295.

Killi, D., and Y. Kavdir. 2013. Effects of olive solid waste and olive solid waste compost application on soil properties and growth of *Solanum lycopersicum*. *International Biodeterioration and Biodegradation* 82: 157-165.

Kleber, M., P.S. Nico, A. Plante, T. Filley, M. Kramer, C. Swanston, and P. Sollins. 2011. Old and stable soil organic matter is not necessarily chemically recalcitrant: implications for modeling concepts and temperature sensitivity. *Global Change Biology* 17(2), 1097-1107.

Komilis, D. P., and I.S. Tziouvaras. 2009. A statistical analysis to assess the maturity and stability of six composts. *Waste Management* 29(5), 1504-1513.

Komilis, D. P. 2015. Compost quality: Is research still needed to assess it or do we have enough knowledge? *Waste Management* (38), 1-2.

Kononova, M. M. 1982. *Materia orgánica del suelo*. Ed. *Oikos-tau*. Barcelona España.

Kulikowska, D. 2016. Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. *Waste Management* 49: 196-203.

Kulikowska, D., and S. Sindrewicz. 2018. Effect of barley straw and coniferous bark on humification process during sewage sludge composting. *Waste Management* 79: 207-213.

Lara, M.S.M., R.Q. Lizaola, D.E. Victoria, A. Alarcón, J.D.E. Barra, A.T. Santos, and F.V.C. Martínez. 2018. Generación de un inoculante acelerador del compostaje *Revista Argentina de Microbiología* 50(2), 206-210.

Lata Verma, S., and P. Marschner. 2013. Compost effects on microbial biomass and soil P pools as affected by particle size and soil properties. *Journal of soil science and plant nutrition* 13(2): 313-328.

Laguna, C. 2014. *Correlación y regresión lineal*. Instituto Aragonés de Ciencias de la Salud. Aragón, España. 18 pp.

Li, Q., X. Guo, L. Chen, Y. Li, D. Yuan, B. Dai, and S. Wang. 2017. Investigating the spectral characteristic and humification degree of dissolved organic matter in saline-alkali soil using spectroscopic techniques. *Frontiers of Earth Science* 11(1): 76-84.

López-González, J. A., M. del Carmen Vargas-García, M. J. López, F. Suárez-Estrella, M. Jurado, and J. Moreno. 2014. Enzymatic characterization of microbial isolates from lignocellulose waste composting: Chronological evolution. *Journal of Environmental Management* 145: 137-146.

López-González, J. A., F. Suárez-Estrella, M. C. Vargas-García, M. J. López, M. M. Jurado, and J. Moreno. 2015. Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: Studies upon its structure, functionality and biodiversity. *Bioresource Technology* 175: 406-416.

Luo, Y., J. Liang, G. Zeng, M. Chen, D. Mo, G. Li, and D. Zhang. 2018. Seed germination test for toxicity evaluation of compost: Its roles, problems and prospects. *Waste Management* 71, 109-114.

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.

Manlay, R. J., C. Feller, and M. J. Swift. 2007. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 119(3-4), 217-233.

Martinez-Balmori, D., R. Spaccini, N. O. Aguiar, E. H. Novotny, F. L. Olivares, and L. P. Canellas. 2014. Molecular characteristics of humic acids isolated from vermicomposts and their relationship to bioactivity. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 62(47): 11412-11419.

Masciandaro, G., C. Macci, S. Doni, and B. Ceccanti. 2010. Use of earthworms (*Eisenia fetida*) to reduce phytotoxicity and promote humification of

pre-composted olive oil mill wastewater. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 90(11): 1879-1885.

Méndez, M. A. P., R. S. Hernández, D. J. Palma-López, and S. S. García. 2011. Caracterización química del compostaje de residuos de caña de azúcar en el sureste de México. *Interciencia* 36(1): 45-52.

Meng, L., W. Li, S. Zhang, C. Wu, and L. Lv. 2017. Feasibility of co-composting of sewage sludge, spent mushroom substrate and wheat straw. *Bioresource Technology* 226: 39-45.

Mondini, C., M. A. Sánchez-Monedero, T. Sinicco, and L. Leita. 2006. Evaluation of extracted organic carbon and microbial biomass as stability parameters in ligno-cellulosic waste composts. *Journal of Environmental Quality* 35(6): 2313-2320.

Montanero J 2008. Análisis multi variante. 1era ed. Servicio de publicaciones, Universidad de Extremadura, Cáceres, España. 286 pp.

Mora, V., E. Bacaicoa, A. M. Zamarreno, E. Aguirre, M. Garnica, M. Fuentes, and J. M. García-Mina. 2010. Action of humic acid on promotion of cucumber shoot growth involves nitrate-related changes associated with the root-to-shoot distribution of cytokinins, polyamines and mineral nutrients. *Journal of Plant Physiology* 167(8): 633-642.

Moran-Salazar, R. G., E.N. Marino-Marmolejo, J. Rodriguez-Campos, G. Davila-Vazquez, and S.M. Contreras-Ramos. 2015. Use of agave bagasse for production of an organic fertilizer by pretreatment with *Bjerkandera adusta* and vermicomposting with *Eisenia fetida*. *Environmental Technology* 37(10), 1220-1231.

Muruganandham, M., and S. A. G. Parimala. 2018. Evolution of humic material in different organic waste during vermicomposting using *Perionyx ceylanensis*. *Evolution* 3(1).



Mushtaq, M., M. K. Iqbal, A. Nadeem, and R. A. Khan. 2018. Integrated humification of poultry waste. *Bangladesh Journal of Scientific and Industrial Research* 53(4), 283-288.

Nair, N., R. Altieri, A. Esposito, and K. Saville. 2011, April. Recent studies on preparation of humified compost using olive mill waste for horticultural purposes. In *I International Symposium on Organic Matter Management and Compost Use in Horticulture 1018* (pp. 465-469).

Ndegwa, P. M., and S. A. Thompson. 2001. Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. *Bioresource Technology* 76(2): 107-112.

Nebbioso, A., and A. Piccolo. 2012. Advances in humeomics: enhanced structural identification of humic molecules after size fractionation of a soil humic acid. *Analytica Chimica Acta* 720: 77-90.

Neugebauer, M., and P. Sołowiej. 2017. The use of green waste to overcome the difficulty in small-scale composting of organic household waste. *Journal of Cleaner Production* 156: 865-875.

Nicolaescu, I., and M. G. Bîră. 2009. Influence of Humic Substances on the Antioxidative Activity of Soil. *Revista de Chimie* 60(6): 561-563.

Nigussie, A., T. W. Kuyper, S. Bruun, and A. de Neergaard. 2016. Vermicomposting as a technology for reducing nitrogen losses and greenhouse gas emissions from small-scale composting. *Journal of Cleaner Production* 139: 429-439.

Nigussie, A., S. Bruun, S. de Neergaard, and T. W. Kuyper. 2017. Earthworms change the quantity and composition of dissolved organic carbon and reduce greenhouse gas emissions during composting. *Waste Management* 62: 43-51.

Omar, F. M., H.A. Aziz, and S. Stoll. 2014. Aggregation and disaggregation of ZnO nanoparticles: Influence of pH and adsorption of Suwannee River humic acid. *Science of the Total Environment* 468, 195-201.

Pandit, N. P., and S. K. Maeshwari. 2012. Optimization of vermicomposting technique for sugarcane waste management by using *Eisenia fetida*. *International Journal of Biosciences* 10(1): 143-155.

Paradelo, R., A.B. Moldes, and M.T. Barral. 2013. Evolution of organic matter during the mesophilic composting of lignocellulosic winery wastes. *Journal of Environmental Management* 116, 18-26.

Pérez M. A., R. Sánchez, D. Palma-López, and S. Salgado. 2011. Caracterización química del compostaje de residuos de caña de azúcar en el sureste de México. *Interciencia* 36(1): 45-52.

Pérez-Godínez, E. A., J. Lagunes-Zarate, J. Corona-Hernández, and M. Barajas-Aceves. 2017. Growth and reproductive potential of *Eisenia foetida* (Sav) on various zoo animal dungs after two methods of pre-composting followed by vermicomposting. *Waste Management* 64: 67-78.

Phillips, R. P., A. C. Finzi, and E. S. Bernhardt. 2011. Enhanced root exudation induces microbial feedbacks to N cycling in a pine forest under long-term CO<sub>2</sub> fumigation. *Ecology Letters* 14(2): 187-194.

Piccolo, A. 2001. The supramolecular structure of humic substances. *Soil Science* 166(11): 810-832.

Piccolo, A., R. Spaccini, M. Drosos, G. Vinci, and V. Cozzolino. 2018. The molecular composition of humus carbon: recalcitrance and reactivity in soils. *In: The Future of Soil Carbon* (pp. 87-124).

Pope, F. D., L. Harper, B. J. Dennis-Smith, P. T. Griffiths, S. L. Clegg, and R. A. Cox. 2010. Laboratory and modelling study of the hygroscopic properties of two model humic acid aerosol particles. *Journal of Aerosol Science* 41(5): 457-467.

Popper, K. R. 1991. Conjeturas y refutaciones: El desarrollo del conocimiento científico. 3ª Edición. Paidós Ibérica. Buenos Aires.

Primo, D. C., R. S. Menezes, W. T. Silva, F. F. Oliveira, J. C. Júnior, and E. V. Sampaio. 2017. Characterisation of soil organic matter in a semi-arid fluvic Entisol fertilised with cattle manure and/or gliricidia by spectroscopic methods. *Soil Research* 55(4): 354-362.

Raj, D., and R. S. Antil. 2011. Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. *Bioresource Technology* 102(3): 2868-2873.

Rashad, F. M., W. D. Saleh, and M. A. Moselhy. 2010. Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming systems: 1. Composting, quality, stability and maturity indices. *Bioresource Technology* 101(15): 5952-5960.

Rastogi, M., M. Nandal, and L. Nain. 2019. Additive effect of cow dung slurry and cellulolytic bacterial inoculation on humic fractions during composting of municipal solid waste. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture* 1-8.

Realpe, I. D.S.B., C.A.A. Pardo, y F.J.M. Peinado. 2014). Efecto de la calidad de la materia orgánica asociada con el uso y manejo de suelos en la retención de cadmio en sistemas altoandinos de Colombia. *Acta Agronómica* 63(2), 1-14.

Rékási, M., N. Mazsu, E. Draskovits, B. Bernhardt, A. Szabó, P.A. Rivier,... and G. Kátay. 2019. Comparing the agrochemical properties of compost and vermicomposts produced from municipal sewage sludge digestate. *Bioresource Technology* 291, 121861.

Ruggieri, L., T. Gea, A. Artola, and A. Sánchez. 2009. Air filled porosity measurements by air pycnometry in the composting process: a review and a correlation analysis. *Bioresource technology* 100(10): 2655-2666.

Sable, S., D.K. Mandal, S. Ahuja, S., and H. Bhunia. 2019. Biodegradation kinetic modeling of oxo-biodegradable polypropylene/poly lactide/nanoclay blends and composites under controlled composting conditions. *Journal of Environmental Management* 249, 109186.

Sánchez-García, M., J. A. Albuquerque, M. A. Sánchez-Monedero, A. Roig, and M. L. Cayuela. 2015. Biochar accelerates organic matter degradation and enhances N mineralisation during composting of poultry manure without a relevant impact on gas emissions. *Bioresource Technology* 192: 272-279.

Sánchez-Monedero, M. A., A. Roig, C. Paredes, and M. P. Bernal. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology* 78(3): 301-308.

Sánchez-Rosales, R., O. A. Hernández-Rodríguez, D.L. Ojeda-Barrios, L. Robles-Hernández, A. C. González-Franco, and R. Parra-Quezada. 2017. Comparison of three systems of decomposition of agricultural residues for the production of organic fertilizers. *Chilean Journal of Agricultural Research* 77(3): 287-292.

Schnitzer, M. 1991. Soil organic matter—the next 75 years. *Soil science* 151(1): 41-58.

Seal, A., R. Bera, A. K. Chatterjee, and A. K. Dolui. 2012. Evaluation of a new composting method in terms of its biodegradation pathway and assessment of compost quality, maturity and stability. *Archives of Agronomy and Soil Science* 58(9): 995-1012.

Segnini, A., J. L. N. Carvalho, D. Bolonhezi, D. M. Milori, W. T. Silva, M. L. Simões, ... and L. Martin-Neto. 2013. Carbon stock and humification index of organic matter affected by sugarcane straw and soil management. *Scientia Agricola* 70(5): 321-326.

Semenov, V. M., A. S. Tulina, N. A. Semenova, and L. A. Ivannikova. 2013. Humification and nonhumification pathways of the organic matter stabilization in soil: A review. *Eurasian Soil Science* 46(4): 355-368.

Sharma, D., K. D. Yadav, and S. Kumar. 2018. Role of sawdust and cow dung on compost maturity during rotary drum composting of flower waste. *Bioresource technology* 264: 285-289.

Smith, S. R., and S. Jasim. 2009. Small-scale home composting of biodegradable household waste: overview of key results from a 3-year research programme in West London. *Waste Management and Research* 27(10): 941-950.

Soto, G., y C. Muñoz. 2002. Consideraciones teóricas y prácticas sobre el compost, y su empleo en la agricultura orgánica. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología (Costa Rica)* 65: 123-125.

Stevenson, F. J. 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*, 2nd ed.; John Wiley and Sons, Ltd: New York.

Stokes, M. E., C. S. Davis, and G. G. Koch. 2012. *Categorical Data Analysis Using SAS*. SAS Institute.

Sudkolai, S. T., and F. Nourbakhsh. 2017. Urease activity as an index for assessing the maturity of cow manure and wheat residue vermicomposts. *Waste Management* 64: 63-66.

Suthar, S., and P. Sharma. 2013. Vermicomposting of toxic weed—*Lantana camara* biomass: chemical and microbial properties changes and assessment of toxicity of end product using seed bioassay. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 95: 179-187.

Tan, Z., R. Lal, L. Owens, and R. C. Izaurralde. 2007. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. *Soil and Tillage Research* 92(1-2), 53-59.

Tatàno, F., G. Pagliaro, P. Di Giovanni, E. Floriani, and F. Mangani. 2015. Biowaste home composting: Experimental process monitoring and quality control. *Waste Management* 38: 72-85.

Tejada, M., M. T. Hernandez, and C. Garcia. 2009. Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil and Tillage Research* 102(1): 109-117.

Theng, B. K. G. 2012. *Formation and properties of clay-polymer complexes* (Vol. 4). Elsevier.

Tong, B., X. Wang, S. Wang, L. Ma, and W. Ma. 2019. Transformation of nitrogen and carbon during composting of manure litter with different methods. *Bioresource Technology* 293, 122046.

Trevisan, S., O. Francioso, S. Quaggiotti, and S. Nardi. 2010. Humic substances biological activity at the plant-soil interface: from environmental aspects to molecular factors. *Plant Signaling and Behavior* 5(6): 635-643.

Tsang, D. C., W.E. Olds, and P. Weber. 2013. Residual leachability of CCA-contaminated soil after treatment with biodegradable chelating agents and lignite-derived humic substances. *Journal of Soils* 13(5), 895-905.

Turan, N.G., A. Akdemir, y O. N. Ergun. 2007. Emission of volatile organic compounds during composting of poultry litter. *Water Air and Soil Pollution* 184 (1e4), 177e182.

Vargas-Garcia, M. C., F. Suárez-Estrella, M. J. Lopez, and J. Moreno. 2010. Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. *Waste Management* 30(5): 771-778.

Voběrková, S., M.D. Vaverková, A. Burešová, D. Adamcová, M. Vršanská, J. Kynický, and V. Adam. 2017. Effect of inoculation with white-rot fungi and fungal consortium on the composting efficiency of municipal solid waste. *Waste management* 61, 157-164.

Wang, C., Q. Tu, D. Dong, P. J. Strong, H. Wang, B. Sun, and W. Wu. 2014. Spectroscopic evidence for biochar amendment promoting humic acid synthesis and intensifying humification during composting. *Journal of Hazardous Materials* 280: 409-416.

Wang, Q., Z. Wang, M. K. Awasthi, Y. Jiang, R. Li, X. Ren, X., and Z. Zhang. 2016. Evaluation of medical stone amendment for the reduction of nitrogen loss and bioavailability of heavy metals during pig manure composting. *Bioresource Technology* 220: 297-304.

Wang, L., Li, H., Y. Yang, D. Zhang, M. Wu, B. Pan, and B. Xing. 2017. Identifying structural characteristics of humic acid to static and dynamic fluorescence quenching of phenanthrene, 9-phenanthrol, and naphthalene. *Water Research* 122: 337-344.

Wang, K., X. Yin, H. Mao, C. Chu, and Y. Tian. 2018. Changes in structure and function of fungal community in cow manure composting. *Bioresource Technology*, 255: 123–130.

Wei, Z., X. Zhao, C. Zhu, B. Xi, Y. Zhao, and X. Yu. 2014. Assessment of humification degree of dissolved organic matter from different composts using fluorescence spectroscopy technology. *Chemosphere* 95: 261-267.

Wei, H., L. Wang, M. Hassan, and B. Xie. 2018. Succession of the functional microbial communities and the metabolic functions in maize straw composting process. *Bioresource Technology* 256: 333-341.

Wershaw, R. 1993. Model for humus in soils and sediments. *Environmental Science and Technology* 27(5): 814-816.

Wu, J., Y. Zhao, W. Zhao, T. Yang, X. Zhang, X. Xie, ... and Z. Wei. 2017. Effect of precursors combined with bacteria communities on the formation of humic substances during different materials composting. *Bioresource Technology* 226: 191-199.

Vergnoux, A., M. Guiliano, Y. Le Dréau, J. Kister, N. Dupuy, and P. Doumenq. 2009. Monitoring of the evolution of an industrial compost and prediction of some compost properties by NIR spectroscopy. *Science of the Total Environment* 407(7): 2390-2403.

Xu, J., Z. Jiang, M. Li, and Q. Li. 2019. A compost-derived thermophilic microbial consortium enhances the humification process and alters the microbial diversity during composting. *Journal of Environmental Management* 243: 240-249.

Yadav, A., and V. K. Garg. 2011. Recycling of organic wastes by employing *Eisenia fetida*. *Bioresource Technology* 102(3): 2874-2880.

Yadav, A., and V. K. Garg. 2019. Biotransformation of bakery industry sludge into valuable product using vermicomposting. *Bioresource Technology* 274: 512-517.

Yan, Z., Z. Song, D. Li, Y. Yuan, X. Liu, and T. Zheng. 2015. The effects of initial substrate concentration, C/N ratio, and temperature on solid-state anaerobic digestion from composting rice straw. *Bioresource Technology* 177: 266-273.

Yang, F., G. Li, B. Zang, and Z. Zhang. 2017. The maturity and CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub> emissions from vermicomposting with agricultural waste. *Compost Science and Utilization* 25(4). 262-271.

Ye, G., Y. Lin, Y. Kuzyakov, D. Liu, J. Luo, S. Lindsey, ... and W. Ding. 2019. Manure over crop residues increases soil organic matter but decreases microbial necromass relative contribution in upland Ultisols: Results of a 27-year field experiment. *Soil Biology and Biochemistry* 134: 15-24.

Young, B. J., P. F. Rizzo, N.I Riera, V. Della Torre, V. A. López, C. D. Molina, and A. Sánchez. 2016. Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological, stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. *Waste management* 54, 101-109.



Yu, Z., J. Tang, H. Liao, X. Liu, P. Zhou, Chen, ... and S. Zhou. 2018. The distinctive microbial community improves composting efficiency in a full-scale hyperthermophilic composting plant. *Bioresource Technology* 265, 146-154.

Yu, H., B. Xie, R. Khan, and G. Shen. 2019. The changes in carbon, nitrogen components and humic substances during organic-inorganic aerobic co-composting. *Bioresource Technology* 271: 228-235.

Zambrano, A., C. Rivero, J. Paolini, and F. Contreras. 2013. Evaluación de la estabilidad química de enmiendas orgánicas a través de la mineralización de carbono. *Revista de la Facultad de Agronomía. LUZ* 30: 242-265.

Zech, W., N. Senesi, G. Guggenberger, K. Kaiser, J. Lehmann, T. M. Miano, ... and G. Schroth. 1997. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma* 79(1-4): 117-161.

Zeng, Y., A. de Guardia, C. Ziebal, F. J. De Macedo, and P. Dabert. 2012. Nitrification and microbiological evolution during aerobic treatment of municipal solid wastes. *Bioresource Technology*. 110: 144-152.

Zeng, Y., A. de Guardia, C. Ziebal, F. J. De Macedo, and P. Dabert. 2013. Impact of biodegradation of organic matters on ammonia oxidation in compost. *Bioresource Technology* 136: 49-57.

Zhang, L., X. Sun, Y. Tian, and X. Gong. 2013. Effects of brown sugar and calcium superphosphate on the secondary fermentation of green waste. *Bioresource Technology* 131: 68-75.

Zhang, L., and X. Sun. 2014. Changes in physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar. *Bioresource technology* 171, 274-284.

Zhang, J., B. Lv, M. Xing, and J. Yang. 2015. Tracking the composition and transformation of humic and fulvic acids during vermicomposting of sewage sludge

by elemental analysis and fluorescence excitation–emission matrix. *Waste Management* 39: 111-118.

Zhang, L., and X. Sun. 2015. Effects of earthworm casts and zeolite on the two-stage composting of green waste. *Waste Management* 39, 119-129.

Zhang, X., Y. Zhao, L. Zhu, H. Cui, L. Jia, X. Xie, X., ... and Z. Wei. 2017. Assessing the use of composts from multiple sources based on the characteristics of carbon mineralization in soil. *Waste management* 70, 30-36.

Zhao, L., Y. Wang, J. Yang, M. Xing, X. Li, D. Yi, and D. Deng. 2010. Earthworm–microorganism interactions: a strategy to stabilize domestic wastewater sludge. *Water Research* 44(8): 2572-2582.

Zhao, S., X. Liu, and L. Duo. 2012. Physical and chemical characterization of municipal solid waste compost in different particle size fractions. *Polish Journal of Environmental Studies* 21(2): 509-515.

Zhou, Y., A. Selvam, and J. W. Wong. 2014. Evaluation of humic substances during co-composting of food waste, sawdust and Chinese medicinal herbal residues. *Bioresource Technology* 168: 229-234.

Zou, Y., Z. Hu, J. Zhang, H. Xie, C. Guimbaud, and Y. Fang. 2016. Effects of pH on nitrogen transformations in media-based aquaponics. *Bioresource Technology* 210: 81-87.

Zucconi, F., A. Pera, M. Forte, and M. De Bertoldi. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle* 22: 54-57.