



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO

DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



TESIS

CARACTERIZACIÓN BIOQUÍMICA DEL PROCESO DE VERMICOMPOSTAJE DE RESIDUOS SÓLIDOS AGRÍCOLAS

Que para obtener el grado de:

Doctor en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales

Presenta:

M en C. Víctor Manuel Villegas Cornelio

Director

Dr. José Ramón Laines Canepa
Profesor-Investigador de la DACBIOL, UJAT

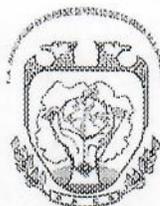
Villahermosa, Tabasco.

Junio 2023



UNIVERSIDAD JUÁRIZ
AUTÓNOMA DE TABASCO

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCIÓN

Villahermosa, Tab., a 23 de Febrero de 2023

ASUNTO: Autorización de Modalidad de Titulación

C. LIC. MARIBEL VALENCIA THOMPSON
JEFE DEL DEPTO. DE CERTIFICACIÓN Y TITULACION
DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES
P R E S E N T E

Por este conducto y de acuerdo a la solicitud correspondiente por parte del interesado, informo a usted, que en base al reglamento de titulación vigente en esta Universidad, ésta Dirección a mi cargo, autoriza al C. **VÍCTOR MANUEL VILLEGAS CORNELIO** egresado del Doctorado en **CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES** de la División Académica de **CIENCIAS BIOLÓGICAS** la opción de titularse bajo la modalidad de Tesis de Doctorado denominado: **"CARACTERIZACIÓN BIOQUÍMICA DEL PROCESO DE VERMICOMPOSTAJE DE RESIDUOS SÓLIDOS AGRÍCOLAS"**.

Sin otro particular, aprovecho la ocasión para saludarle afectuosamente.

A T E N T A M E N T E


DR. ARTURO GARRIDO MORA
DIRECTOR DE LA DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

U.J.A.T.
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



DIRECCIÓN

C.c.p.- Expediente Alumno de la División Académica

C.c.p.- Interesado



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



2023
AÑO DE
**Francisco
VILLA**
EL REVOLUCIONARIO DEL PUEBLO

**DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCIÓN**

FEBRERO 23 DE 2023

**C. VÍCTOR MANUEL VILLEGAS CORNELIO
PAS. DEL DOCTORADO EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y
MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES
P R E S E N T E**

En virtud de haber cumplido con lo establecido en los Arts. 80 al 85 del Cap. III del Reglamento de titulación de esta Universidad, tengo a bien comunicarle que se le autoriza la impresión de su Trabajo Recepcional, en la Modalidad de Tesis de Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales titulado: **"CARACTERIZACIÓN BIOQUÍMICA DEL PROCESO DE VERMICOMPOSTAJE DE RESIDUOS SÓLIDOS AGRÍCOLAS"**, asesorado por Dr. José Ramón Laines Canepa, sobre el cual sustentará su Examen de Grado, cuyo jurado está integrado por el Dr. Wilfrido Miguel Contreras Sánchez, Dr. Idefonso Jesús Díaz Ramírez, Dr. José Ramón Laines Canepa, Dr. Carlos Alfonso Álvarez González, Dr. Rudy Solís Silvan, Dra. Liliána Pamplón González y Dr. Rufo Sánchez Hernández.

Por lo cual puede proceder a concluir con los trámites finales para fijar la fecha de examen.

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

A T E N T A M E N T E
ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE

**U.J.A.T.
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**DR. ARTURO GARRIDO MORA
DIRECTOR**



DIRECCIÓN

C.c.p.- Expediente del Alumno.
C.c.p.- Archivo

CARTA AUTORIZACIÓN

El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente el Trabajo Recepcional en la modalidad de Tesis de doctorado denominado: **“CARACTERIZACIÓN BIOQUÍMICA DEL PROCESO DE VERMICOMPOSTAJE DE RESIDUOS SÓLIDOS AGRÍCOLAS”**, de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor.

La finalidad del uso por parte de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco el Trabajo Recepcional antes mencionada, será única y exclusivamente para difusión, educación y sin fines de lucro; autorización que se hace de manera enunciativa más no limitativa para subirla a la Red Abierta de Bibliotecas Digitales (RABID) y a cualquier otra red académica con las que la Universidad tenga relación institucional.

Por lo antes manifestado, libero a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de cualquier reclamación legal que pudiera ejercer respecto al uso y manipulación de la tesis mencionada y para los fines estipulados en este documento.

Se firma la presente autorización en la ciudad de Villahermosa, Tabasco a los 23 días del mes de Febrero de dos mil veintitrés.

AUTORIZO



VÍCTOR MANUEL VILLEGAS CORNELIO



UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



División Académica
de Ciencias Biológicas.

Dirección.



Villahermosa, Tabasco a 15 de febrero de 2023

C. VÍCTOR MANUEL VILLEGAS CORNELIO
EST. DEL DOCTORADO EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA
Y MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES
PRESENTE

En cumplimiento de los lineamientos de la Universidad, y por instrucciones de la Dirección de Posgrado, se implementó la revisión de los documentos recepcionales (tesis), a través de la plataforma Turnitin iThenticate para evitar el plagio e incrementar la calidad en los procesos académicos y de investigación en esta División Académica. Esta revisión se realizó en correspondencia con el Código de Ética de la Universidad, el Reglamento General de Estudios de Posgrado, el Código Institucional de Ética para la Investigación y con los requerimientos para los posgrados en el SNP-CONACYT.

Por este conducto, hago de su conocimiento las observaciones y el reporte de originalidad de su documento de tesis. Con el objetivo de fortalecer y enriquecer el programa de posgrado, la responsable del programa de doctorado realizó la revisión del documento en la plataforma iThenticate, obteniendo el reporte de originalidad, el índice de similitud y emitió las siguientes sugerencias y recomendaciones para dar seguimiento en el documento de tesis del proyecto de investigación: **"Caracterización bioquímica del proceso de vermicompostaje de residuos sólidos agrícolas"**.

OBSERVACIONES:

1. **El índice de similitud obtenido fue de 19%**, el cual se ubica dentro del estándar de tolerancia de acuerdo a las Políticas y Lineamientos para el uso y manejo del Software Antiplagio de la UJAT.

KM. 0.5 CARR. VILLAHERMOSA-CÁRDENAS ENTRONQUE A BOSQUES DE SALOYA
Tel. (993) 358-1500 Ext. 6400 y 6401, e-mail: dirección.dacbiol@ujat.mx

Usar papel reciclado economiza energía, evita contaminación y desplifarro de aguay ayuda a conservar los bosques



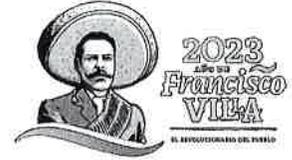
UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



División Académica
de Ciencias Biológicas.

Dirección.



2. Un 7% del total de este índice de similitud del corresponden con dos artículos de autoría del egresado derivados de la investigación doctoral publicados en la Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas (2017).
3. El resto 4% y 1% respectivamente corresponden a las fuentes primarias de citación de internet específicamente, SciELO, ResearchGate, Handle.Net®, Repositorios Institucionales del Colegio de Postgraduados, Universidad Mayor de San Andrés, Universidad César Vallejo, entre otros más, detectadas en la sección de antecedentes principalmente.
4. Es importante recordar que citar otros estudios implica de un análisis y síntesis de la información, que debe privilegiarse por encima del parafraseo y la cita textual.
5. **Se adjunta el informe de originalidad de la tesis** obtenido a través de la herramienta Turnitin iThenticate.
6. Finalmente, se le solicita al C. Víctor Manuel Villegas Cornelio, integrar en la versión final de tesis, este oficio y el informe de originalidad con el porcentaje de similitud de Turnitin iThenticate.

Sin otro particular al cual referirme, aprovecho la oportunidad para enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"

DR. ARTURO GARRIDO MORA
DIRECTOR DACBIOL

C.C.P. Dr. José Ramón Laines Canepa. Director de Tesis.
Archivo

U.J.A.T.
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



DIRECCIÓN

KM. 0.5 CARR. VILLAHERMOSA-CÁRDENAS ENTRONQUE A BOSQUES DE SALOYA
Tel. (993) 358-1500 Ext. 6400 y 6401, e-mail: dirección.dacbiol@ujat.mx

Usar papel reciclado economiza energía, evita contaminación y despilfarro de agua y ayuda a conservar los bosques

DEDICATORIA

A mi esposa Lupita, por su apoyo incondicional en la travesía de esta experiencia, y a lo largo de nuestra vida juntos.

A mis hijos: Valeria Alejandra y Carlos Emilio, los motores de mi vida, comparto con ustedes mi cariño y mis experiencias, gracias por ser parte de mi ser.

A toda mi familia Villegas-Peña, hermanas, cuñados y sobrinos.

AGRADECIMIENTOS

A mi director de Tesis, Dr. José Laines Canepa, por todo el apoyo, paciencia y confianza brindado durante mi formación y estancia en la DACBiol-UJAT, así como su tiempo dedicado a la conclusión de este trabajo.

A la Dra. Icela Dagmar Barceló Quintal, Jefa del Área de Química y Fisicoquímica Ambiental, de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco por recibirme en su laboratorio durante mi estancia doctoral, gracias por su amistad, consejos y recomendaciones.

A los Drs. Rafael Hernández y Mark Zappi del Departamento de Ingeniería Química, de la Universidad de Luisiana, EU, por su apoyo en el análisis de FTIR de las muestras.

A mi comité tutorial y revisores, por el acompañamiento, observaciones y críticas durante el desarrollo de este proyecto, gracias por su valioso aporte con la finalidad de mejorar esta investigación.

A la Unidad y Planta Piloto de Tratamiento Atmosférico de Residuos Sólidos, al Centro de Acopio y Tratamiento de Residuos de la DACBiol-UJAT, por facilitarme sus instalaciones y apoyo para el desarrollo de este trabajo.

Al CONACYT, por la beca otorgada durante el desarrollo de este proyecto.

Mi reconocimiento a todos ¡Mucha Gracias!

ÍNDICE

| | |
|---|-----------|
| Índice general | ii |
| Índice de cuadros | vi |
| Índice de figuras | vi |
| Resumen | xi |
| Abstract | xi |
| | |
| CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL | 1 |
| I. INTRODUCCIÓN | 2 |
| II. JUSTIFICACIÓN | 4 |
| III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA | 5 |
| IV. ANTECEDENTES | 5 |
| IV.1. Residuos agroindustriales | 6 |
| IV.2. Residuos convencionales | 6 |
| IV.3. Residuos no convencionales | 7 |
| V. MARCO TEÓRICO | 11 |
| V.1. Residuos sólidos agrícolas | 11 |
| V.2. Problemática ambiental de los residuos sólidos agrícolas..... | 12 |
| V.3. Generación de residuos sólidos agrícolas | 13 |
| V.4. Aprovechamiento de residuos orgánicos agropecuarios | 16 |
| V.4.1. Residuos convencionales | 16 |
| V.4.2. Residuos no convencionales..... | 19 |
| V.5. Vermicompostaje | 21 |
| V.5.1. Historia del arte del vermicompostaje | 22 |
| V.5.2. Importancia de las lombrices de tierra | 23 |
| V.5.3. Productos del vermicompostaje | 25 |
| 5.5.3.1. Bioplaguicidas | 25 |
| 5.5.3.2. Extracto o té de vermicomposta | 27 |
| 5.5.3.3. Generación de lixiviados de vermicomposta | 28 |
| 5.5.3.4. Sustancias húmicas de la vermicomposta..... | 30 |
| V.6. Actividad bioquímica en el vermicompostaje | 31 |
| V.7. Microorganismos en el proceso de vermicompostaje | 32 |
| V.7.1. Métodos de cultivos convencionales de comunidades microbianas..... | 33 |
| V.7.2. Estudios de comunidades microbianas con marcadores moleculares..... | 34 |
| V.8. Los fertilizantes sintéticos en la agricultura | 37 |
| V.9. Impacto de los fertilizantes sintéticos en la salud | 38 |
| V.10. Impacto ambiental de los fertilizantes sintéticos | 38 |
| V.11. Valorización de la vermicomposta de residuos orgánicos | 40 |

| | |
|---|----|
| VI. OBJETIVOS | 42 |
| VI.1. Objetivo general..... | 42 |
| VI.2. Objetivos específicos..... | 42 |
| VII. HIPÓTESIS | 43 |
| VIII. MATERIALES Y MÉTODOS | 44 |
| VIII.1. Colecta y procesamiento de los residuos orgánicos para pre-compostaje..... | 44 |
| VIII.2. Pre-compostaje..... | 44 |
| VIII.3. Lombrices para el vermicompostaje..... | 45 |
| VIII.4. Diseño experimental..... | 45 |
| VIII.5. Muestreos del proceso de vermicompostaje..... | 46 |
| VIII.6. Monitoreo de parámetros físicos y químicos durante el pre-compostaje y vermicompostaje..... | 47 |
| VIII.6.1. Pre-compostaje..... | 47 |
| VIII.6.1.1. Propiedades físicas..... | 47 |
| VIII.6.1.1.1. Humedad..... | 47 |
| VIII.6.1.1.2. Temperatura..... | 47 |
| VIII.6.1.2. Propiedades químicas..... | 48 |
| VIII.6.1.2.1. Potencial de hidrógeno (pH)..... | 48 |
| VIII.6.1.2.2. Carbono orgánico total (COT)..... | 48 |
| VIII.6.1.2.3. Nitrógeno total (NT), y relación carbono-nitrógeno (C/N)..... | 48 |
| VIII.6.2. Vermicompostaje..... | 48 |
| VIII.6.2.1. Propiedades físicas..... | 48 |
| VIII.6.2.1.1. Humedad..... | 48 |
| VIII.6.2.1.2. Temperatura..... | 48 |
| VIII.6.2.1.3. Densidad aparente (Da), densidad real (Dr), y porosidad total (Pt)..... | 49 |
| VIII.6.2.2. Propiedades químicas..... | 50 |
| VIII.6.2.2.1. Potencial de hidrógeno (pH)..... | 50 |
| VIII.6.2.2.2. Materia orgánica (MO)..... | 50 |
| VIII.6.2.2.3. Carbono orgánico total (COT)..... | 50 |
| VIII.6.2.2.4. Nitrógeno total (NT) y Relación C/N..... | 51 |
| VIII.6.2.2.5. Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)..... | 51 |
| VIII.6.2.2.6. Conductividad eléctrica (CE)..... | 51 |
| VIII.6.2.2.7. Potasio (K) y Fósforo (P)..... | 52 |
| VIII.6.2.2.8. Caracterización microbiana del vermicompostaje..... | 52 |
| VIII.6.2.2.9. Cultivo de microorganismos en medio sólido..... | 52 |

| | | |
|--------------|---|-----------|
| | VIII.6.2.2.10. Determinación de Ácidos húmicos (AH) y Ácidos fúlvicos (AF) | 53 |
| VIII.7. | Análisis estadístico | 54 |
| IX. | RESULTADOS y DISCUSIONES | 55 |
| IX.1. | Caracterización física y química del pre-compostaje de residuos de BC, CC y CP. | 55 |
| IX.1.1. | Propiedades físicas | 55 |
| IX.1.1.1. | Humedad..... | 55 |
| IX.1.1.2. | Temperatura..... | 56 |
| IX.1.2. | Propiedades químicas | 58 |
| IX.1.2.1. | Potencial de hidrógeno (pH) | 58 |
| IX.1.2.2. | Carbono orgánico total (COT)..... | 59 |
| IX.1.2.3. | Nitrógeno total (NT) | 60 |
| IX.1.2.4. | Relación carbono/nitrógeno (C/N)..... | 61 |
| IX 2. | Ajuste de la relación carbono/nitrógeno de los residuos BC, CC y CP pre-compostado, previo al vermicompostaje | 62 |
| IX.3. | Vermicompostaje de los residuos BC, CC y CP. Caracterización física, química y biológica | 65 |
| IX.3.1. | Propiedades físicas | 65 |
| IX.3.1.1. | Humedad | 65 |
| IX.3.1.2. | Temperatura..... | 67 |
| IX.3.1.3. | Densidad aparente (Da)..... | 69 |
| IX.3.1.4. | Densidad real (Dr) | 70 |
| IX.3.1.5. | Porosidad total (Pt) | 71 |
| IX.3.2. | Propiedades químicas | 72 |
| IX.3.2.1. | Potencial de hidrógeno (pH) | 72 |
| IX.3.2.2. | Materia orgánica (MO)..... | 75 |
| IX.3.2.3. | Carbono orgánico total (COT)..... | 80 |
| IX.3.2.4. | Nitrógeno total (NT) | 85 |
| IX.3.2.5. | Relación carbono/nitrógeno (C/N) | 89 |
| IX.3.2.6. | Capacidad de intercambio catiónico (CIC)..... | 94 |
| IX.3.2.7. | Conductividad eléctrica (CE) | 99 |
| IX.3.2.8. | Potasio (K) | 104 |
| IX.3.2.9. | Fósforo (P)..... | 110 |
| IX.3.2.10. | Cuantificación de bacterias totales durante el vermicompostaje..... | 115 |
| IX.3.2.11. | Cuantificación de hongos totales durante el vermicompostaje..... | 120 |
| IX.3.2.12. | Sustancias húmicas (SH)..... | 126 |
| IX.3.2.12.1. | Ácidos húmicos..... | 127 |
| IX.3.2.12.2. | Ácidos fúlvicos..... | 131 |

| | |
|---|-----|
| X. CONCLUSIONES | 135 |
| XI. BIBLIOGRAFÍA | 137 |
| CAPÍTULO II | 170 |
| Artículo 1. Vermicomposting: I progress and strategies in the treatment of organic solid waste | 170 |
| Abstract. | |
| 1. Introduction. | |
| 1.1. History and progress of vermiculture and vermicomposting. | |
| 1.2. Earthworms: key agents in vermicomposting. | |
| 1.3. Vermicomposting: a treatment strategy for organic waste. | |
| 1.4. Organic solid waste: source of substrates for vermicomposting. | |
| 1.5. The conventional waste. | |
| 2. Conclusions. | |
| 3. References. | |
| CAPÍTULO III | 185 |
| Artículo 2. Vermicomposting: II progress and strategies in the treatment of organic solid waste | 185 |
| Abstract. | |
| 1. Introduction. | |
| 1.1. The unconventional waste: organic material of potential use. | |
| 1.2. Biopesticide: a product of vermicomposting for sustainable organic production. | |
| 1.3. Enzymatic activity: a measure of the biochemical activity of the vermicompost process. | |
| 1.4. Microorganisms: study of their abundance and diversity in the vermicompost process. | |
| 2. Conclusions. | |
| 3. References. | |
| CAPÍTULO IV | 201 |
| Artículo 3. Infrared Spectroscopy of Humic Substances from Vermicompost of Agroindustrial Organic Waste | 201 |
| Abstract. | |
| 1. Introduction. | |
| 2. Materials and Methods. | |
| 3. Results and Discussion. | |
| 3.1. Vermicompost chemical characterization. | |
| 3.2. FTIR characterization of HA and FA. | |
| 3.2.1. Humic acids. | |
| 3.2.2. Fulvic acids. | |
| 4. Conclusions. | |
| 5. References. | |

INDICE DE CUADROS

| | |
|--|----|
| Cuadro 1. Combinaciones de niveles de los factores para el ensayo | 47 |
| Cuadro 2. Valores de nutrientes y sus relaciones C/N del proceso de pre-compostaje de residuos orgánicos | 65 |
| Cuadro 3. Valores de nutrientes y sus relaciones C/N de las fuentes suplementarias, para el ajuste final de la relación C/N de BC, CC y CP | 65 |
| Cuadro 4. Ajuste final de la relación C/N previo al vermicompostaje de residuos orgánicos | 65 |

INDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. Técnicas empleadas en el estudio de la estructura y diversidad microbiana en el vermicompostaje | 36 |
| Figura 2. Variación de la humedad en los residuos orgánicos durante el pre-compostaje | 57 |
| Figura 3. Variación de la temperatura de los residuos orgánicos durante el pre-compostaje | 59 |
| Figura 4. Variación del pH en los residuos orgánicos durante el pre-compostaje | 60 |
| Figura 5. Variación del COT en los residuos orgánicos durante el pre-compostaje | 61 |
| Figura 6. Variación del NT en los residuos orgánicos durante el pre-compostaje | 62 |
| Figura 7. Variación de la relación C/N en los residuos orgánicos durante el pre-compostaje | 63 |
| Figura 8. Porcentaje promedio de humedad del vermicompostaje por tiempo de los residuos de BC, CC y CP | 67 |
| Figura 9. Porcentaje promedio de humedad del vermicompostaje por talla de lombriz | 68 |
| Figura 10. Temperatura promedio durante el vermicompostaje por tiempo de los residuos de BC, CC y CP | 69 |
| Figura 11. Temperatura promedio durante el vermicompostaje, por talla de lombriz | 70 |
| Figura 12. Valores promedios de Da en la vermicomposta | 71 |
| Figura 13. Valores promedios de Dr en la vermicomposta | 72 |
| Figura 14. Valores promedios de Pt en la vermicomposta | 73 |
| Figura 15. Valores promedio del pH del vermicompostaje por tiempo | 74 |

| | |
|--|----|
| Figura 16. Valores promedio del pH del vermicompostaje por tipo de residuo | 75 |
| Figura 17. Valores promedio de pH del vermicompostaje por talla de lombriz | 76 |
| Figura 18. Porcentaje promedio de MO del vermicompostaje por tiempo | 77 |
| Figura 19. Porcentaje promedio de MO del vermicompostaje por tipo de residuo..... | 78 |
| Figura 20. Porcentaje promedio de MO del vermicompostaje por etapa de lombriz | 79 |
| Figura 21. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre la MO, durante el vermicompostaje | 80 |
| Figura 22. Efecto de interacción de los factores Tiempo *Tipo de residuo, sobre la MO, durante el vermicompostaje | 80 |
| Figura 23. Efecto de interacción de los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre la MO, durante el vermicompostaje..... | 81 |
| Figura 24. Valores promedio de COT del vermicompostaje por tiempo | 82 |
| Figura 25. Valores promedio de COT del vermicompostaje por tipo de residuo..... | 83 |
| Figura 26. Efecto de interacción del factor Tiempo*Tipo de residuo, sobre el carbono orgánico total, durante el vermicompostaje de residuos orgánicos | 85 |
| Figura 27. Efecto de interacción del factor Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre el carbono orgánico total, durante el vermicompostaje de residuos orgánicos..... | 86 |
| Figura 28. Porcentaje promedio del NT del vermicompostaje por tiempo | 87 |
| Figura 29. Porcentaje promedio del NT del vermicompostaje por tipo de residuo..... | 88 |
| Figura 30. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre el nitrógeno total, durante el vermicompostaje | 89 |
| Figura 31. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre el nitrógeno total, durante el vermicompostaje | 89 |
| Figura 32. Efecto de interacción de los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre el nitrógeno total, durante el vermicompostaje..... | 90 |
| Figura 33. Valores promedio de la relación C/N del vermicompostaje por tiempo..... | 91 |
| Figura 34. Valores promedio de la relación C/N del vermicompostaje por tipo de residuo..... | 92 |
| Figura 35. Valores promedio de la relación C/N del vermicompostaje por etapa de lombriz | 93 |
| Figura 36. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre la relación C/N, durante el vermicompostaje | 94 |
| Figura 37. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre la relación C/N, durante el vermicompostaje | 95 |
| Figura 38. Efecto de interacción de los factores Tipo de residuo*Etapa de lombriz, sobre la relación C/N durante el vermicompostaje | 95 |

| | |
|---|-----|
| Figura 39. Valores promedio de la CIC del vermicompostaje por tiempo | 96 |
| Figura 40. Valores promedio de la CIC del vermicompostaje por tipo de residuo | 97 |
| Figura 41. Valores promedio de la CIC del vermicompostaje por tipo de residuo | 98 |
| Figura 42. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre la CIC, durante el vermicompostaje..... | 99 |
| Figura 43. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre la CIC, durante el vermicompostaje..... | 100 |
| Figura 44. Efecto de interacción de los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre la CIC, durante el vermicompostaje | 100 |
| Figura 45. Valores promedio de la CE del vermicompostaje por tiempo | 101 |
| Figura 46. Valores promedio de la CE del vermicompostaje por tipo de residuo..... | 102 |
| Figura 47. Valores promedio de la CE del vermicompostaje por etapa de lombriz... | 103 |
| Figura 48. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre la CE, durante el vermicompostaje | 104 |
| Figura 49. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre la CE, durante el vermicompostaje..... | 105 |
| Figura 50. Efecto de interacción de los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre la CE, durante el vermicompostaje | 105 |
| Figura 51. Valores promedio del porcentaje de K del vermicompostaje por tiempo . | 107 |
| Figura 52. Valores promedio del porcentaje de K del vermicompostaje por tipo de residuo..... | 108 |
| Figura 53. Valores promedio del porcentaje de K del vermicompostaje por etapa de lombriz | 109 |
| Figura 54. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre el K, durante el vermicompostaje..... | 110 |
| Figura 55. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre el K, durante el vermicompostaje | 110 |
| Figura 56. Efecto de interacción de los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre el K, durante el vermicompostaje..... | 111 |
| Figura 57. Valores promedio del porcentaje de K del vermicompostaje por tiempo . | 112 |
| Figura 58. Valores promedio del porcentaje de P del vermicompostaje por tipo de residuo..... | 113 |
| Figura 59. Valores promedio del porcentaje de P del vermicompostaje por etapa de lombriz | 114 |
| Figura 60. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre el P, durante el vermicompostaje..... | 115 |
| Figura 61. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre el P, durante el vermicompostaje | 116 |
| Figura 62. Efecto de interacción de los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre el P, durante el vermicompostaje..... | 116 |

| | |
|---|-----|
| Figura 63. Valores promedio del número de UFCg ⁻¹ de bacterias totales del vermicompostaje por tiempo..... | 118 |
| Figura 64. Valores promedio del número de UFC g ⁻¹ de de bacterias totales del vermicompostaje por tipo de residuo | 119 |
| Figura 65. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre el número de UFC g ⁻¹ de bacterias totales, durante el vermicompostaje..... | 120 |
| Figura 66. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre el número de UFC g ⁻¹ de bacterias totales, durante el vermicompostaje | 121 |
| Figura 67. Efecto de interacción de los factores Tipo de residuo*Etapa de lombriz, sobre el número de UFC g ⁻¹ de bacterias totales, durante el vermicompostaje..... | 121 |
| Figura 68. Valores promedio del número de UFCg ⁻¹ de hongos totales del vermicompostaje por tiempo..... | 123 |
| Figura 69. Valores promedio del número de UFC g ⁻¹ de hongos totales del vermicompostaje por tipo de residuo | 123 |
| Figura 70. Valores promedio del número de UFC g ⁻¹ de hongos totales (±EE), del vermicompostaje por etapa de lombriz | 124 |
| Figura 71. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre el número de UFC g ⁻¹ de hongos totales, durante el vermicompostaje ... | 126 |
| Figura 72. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre el número de UFC g ⁻¹ de hongos totales, durante el vermicompostaje | 126 |
| Figura 73. Efecto de interacción de los factores Tipo de residuo*Etapa de lombriz, sobre el número de UFC g ⁻¹ de hongos totales, durante el vermicompostaje..... | 127 |
| Figura 74. Espectros IR de AH extraídos de residuos sin lombrices | 129 |
| Figura 75. Espectros IR de AH extraídos de vermicomposta de residuos más lombrices juveniles | 130 |
| Figura 76. Espectros IR de AH extraídos de vermicomposta de residuos y lombrices preadultas..... | 131 |
| Figura 77. Espectros IR de AH extraídos de vermicomposta de residuos y lombrices adultas..... | 132 |
| Figura 78. Espectros IR de AF extraídos de residuos sin lombrices..... | 133 |
| Figura 79. Espectros IR de AF extraídos de vermicomposta de residuos y lombrices juveniles | 134 |
| Figura 80. Espectros IR de AF extraídos de vermicomposta de residuos y lombrices preadultas..... | 134 |
| Figura 81. Espectros IR de AF extraídos de vermicomposta de residuos y lombrices adultas..... | 136 |

RESUMEN

En este trabajo se estudió la transformación por vermicompostaje de los residuos orgánicos no convencionales agroindustriales bagazo de caña, cáscara de cacao y cáscara de piña. Previo al proceso, los residuos fueron precompostado para generar las condiciones necesarias para la sobrevivencia de las lombrices de tierra. El vermicompostaje se realizó durante 90 días utilizando a *Eisenia foetida* en las tallas juveniles, preadultas, adultas y la mezcla de tallas. El experimento consistió en un diseño factorial en el que se evaluó el efecto de los factores tiempo, tipo de residuo y talla de lombriz, sobre los principales parámetros de calidad de la vermicomposta final. Los cambios en la evolución física y química de los residuos se realizaron determinando Humedad, Temperatura, Da, Dr, Pt, pH, MO, CE, COT, CIC, NT, relación C/N, P, K, Bacterias, Hongos, HA y HF. Los resultados indicaron que las vermicompostas obtenidas de los residuos no convencionales mostraron diferencias significativas en cuanto a sus propiedades físicas y químicas, dependiendo del tiempo de evaluación, tipo de residuo, talla de las lombrices y de la interacción entre ellos. A pesar de las diferencias estadísticas entre las vermicompostas, estas cumplen con los criterios establecidos en la norma que regula la calidad del producto final. El análisis por espectroscopía de IR de las vermicompostas mostró que los AH a diferencia de las AF, presentaron una mayor estabilidad química debido a un alto grado de oxidación, condensación y aromaticidad, lo que se reflejó en una mayor actividad bioquímica y en una vermicomposta más humificada y madura.

ABSTRACT

In this study, we investigated the vermicomposting of non-conventional agro-industrial organic wastes, such as sugarcane bagasse, cocoa husks, and cocoa shells. The wastes were pre-composted prior to the process to create the necessary conditions for the survival of earthworms. Vermicomposting was carried out for 90 days using *Eisenia foetida* in juvenile, pre-adult, adult, and mixed sizes. The experiment consisted of a factorial design to evaluate the effect of time, type of residue, and worm size on the main quality parameters of the final vermicompost. Physical and chemical changes in the waste were determined by evaluating moisture, temperature, Da, Dr, Pt, pH, MO, EC, TOC, CEC, NT, C/N ratio, P, K, bacteria, fungi, HA, and HF. Results showed that vermicomposts

obtained from non-conventional wastes exhibited differences in their physical and chemical properties, depending on the time of evaluation, type of waste, size of the worms, and their interaction. Despite these statistical differences, the vermicomposts met the requirements established in the standard that regulates the quality of the final product. IR spectroscopy analysis of the vermicompost showed that the HA exhibited greater chemical stability due to a high degree of oxidation, condensation, and aromaticity, which resulted in higher biochemical activity and a more mature and humified vermicompost, compared to FA.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

CAPITULO I

Introducción General

I. INTRODUCCIÓN.

La industria agroalimentaria es un sector económico clave en todos los países, ya que se encarga de transformar los productos alimenticios procedentes del sector agropecuario. Sin embargo, durante los procesos de producción se generan grandes cantidades de residuos que representan un problema ambiental. En particular, la producción de alimentos hortícolas, frutícolas y conservas de vegetales genera importantes volúmenes de residuos sólidos en las etapas de recepción y transformación (Saval, 2012; López y Sainz, 2011; Moreno y Moral, 2008). En el mundo se estima que se producen alrededor de 3.8 billones de toneladas de residuos, siendo los cereales los principales responsables con el 74%, seguidos por los cultivos de azúcar (10%), las leguminosas (8%), los tubérculos (5%) y las oleaginosas (3%) (Lal, 2005).

En el caso de México, se han generado alrededor de 75.73 millones de toneladas de residuos sólidos orgánicos de diversos cultivos, de los cuales el 79.4% corresponden a residuos de cultivos primarios y el 20.6% a residuos secundarios provenientes del proceso de postcosecha (Valdez-Vázquez et al., 2010). Estos residuos representan una oportunidad para convertirse en materiales de valor agregado a través de diversas técnicas, tales como la digestión anaeróbica, la fermentación, el compostaje o el vermicompostaje (Mago et al., 2022).

Existen diversos métodos convencionales para la gestión de los residuos generados por la industria agroalimentaria. Entre los más amigables con el medio ambiente se encuentran el vermicompostaje, el compostaje y la digestión anaeróbica, considerados eficaces para el reciclaje de la biomasa residual. De acuerdo con Eastman *et al.* (2001), el vermicompostaje ofrece numerosas ventajas para el tratamiento de residuos, tales como el control del proceso, la rentabilidad, el ahorro de energía y la descarga cero.

Según Arancon *et al.* (2006), la vermicompostaje contribuye al aumento de las poblaciones de microorganismos y a su actividad degradadora en el suelo. Estos microorganismos son fundamentales para la fertilidad del suelo, la disponibilidad de nutrientes para el crecimiento de las plantas y el control de enfermedades.

Singh y Suthar (2012a), consideran que la mezcla de residuos de plantas, estiércol bovino y lombrices de tierra en el proceso de vermicompostaje origina un producto final con una disminución del contenido de carbono orgánico, de la relación C/P y C/N, pero con un aumento en la cantidad de nitrógeno, fósforo y potasio. Esta composta tiene un gran potencial en la restauración ecológica y programas de fertilización del suelo.

Asimismo, el vermicompostaje contribuye a la conservación del medio ambiente al reducir la contaminación orgánica y aprovechar recursos subutilizados, tal como lo señalan Moreno-Reséndez *et al.* (2014).

La mezcla de residuos sólidos como el bagazo, la cachaza, los lodos del proceso de clarificado, las cenizas y la basura de caña de azúcar con estiércol bovino, sometida a vermicompostaje con *Eisenia fetida*, mejora las características fisicoquímicas del producto final, aumentando la concentración de nutrientes tales como el nitrógeno, fósforo y sodio, según señalan Balakrishnan y Batra (2011).

El bagazo de la piña es otro tipo de residuo no convencional que puede ser valorizado mediante vermicompostaje en presencia de *Eisenia eugeniae*, como lo señalan Mainoo *et al.* (2009). Esta tecnología resulta interesante para la biotransformación del bagazo, ya que acelera la degradación y aumenta el contenido de nutrientes como el nitrógeno, fósforo y potasio.

La generación de productos homogéneos con calidad estética, bajo contenido de sustancias fitotóxicas y abundantes nutrientes para las plantas, son aspectos importantes del vermicompostaje, según señalan Fornes *et al.* (2012). Esta tecnología es apropiada para la generación de composta destinada a la aplicación en cultivos agrícolas y el mejoramiento de suelos.

A pesar de los avances en el conocimiento sobre vermicompostaje de residuos convencionales y no convencionales, la información sobre la transformación bioquímica para generar vermicomposta a partir de residuos como la cáscara de cacao, cáscara de piña y bagazo de caña, considerados dentro de la segunda categoría, es escasa. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es evaluar el proceso y las propiedades físicas, químicas y microbiológicas de la vermicomposta generada a partir de estos residuos.

De esta forma, los resultados obtenidos en este estudio son de gran importancia práctica para los agricultores, ya que les permitirán utilizar y transformar a través del vermicompostaje residuos orgánicos para producir un abono mejorador de suelo o un fertilizante orgánico. De esta forma, se busca reducir el uso de fertilizantes químicos y, como valor agregado, promover la producción de alimentos orgánicos saludables, fomentando una agricultura ecológica y sustentable.

II. JUSTIFICACIÓN.

La creciente población humana ha generado una mayor demanda de alimentos, lo que ha llevado a la agroindustria a producir grandes volúmenes de residuos orgánicos en los procesos de cosecha y postcosecha (Latham, 2002). La gestión inadecuada de estos residuos puede causar un impacto ambiental significativo, lo que se convierte en un problema importante para la industria. A pesar de que se han desarrollado estrategias para tratar estos residuos, tales como la obtención de biocombustibles y la conservación del suelo, la cantidad de residuos generados anualmente sigue siendo un problema a nivel mundial (Caltzontzin *et al.*, 2022).

En la subregión Chontalpa de Tabasco (GET, 2018), se encuentran tres de los cultivos agroindustriales más importantes en el estado, la caña de azúcar, el cacao y la piña. La producción de estos cultivos genera grandes volúmenes de residuos, que a menudo son dispuestos de manera incorrecta, causando problemas ambientales en los vertederos y en el campo. Una forma de minimizar el volumen de residuos y su impacto ambiental es considerar alternativas de tratamiento, como el vermicompostaje. El vermicompostaje es considerado un proceso biotecnológico limpio y amigable con el medio ambiente, con costos de inversión y mantenimiento relativamente bajos. La eliminación de residuos sólidos orgánicos y la generación de un producto final con propiedades físicas, químicas y microbiológicas de gran valor nutritivo para el suelo y las plantas son algunos de los beneficios del vermicompostaje. Además, el uso de vermicompost contribuye a reducir el uso de fertilizantes sintéticos, proveen al suelo una estructura estable, una diversidad enzimática y microbiana que estimulan el crecimiento de las plantas (Acosta *et al.*, 2012; Yadav y Garg, 2011a). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo de investigación fue evaluar la eficacia del vermicompostaje como una alternativa sostenible para tratar los residuos

generados en la producción de caña de azúcar, cacao y piña en la subregión Chontalpa de Tabasco, a fin de promover prácticas agrícolas sostenibles y contribuir a la reducción del impacto ambiental de la agroindustria en la región.

III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.

El problema que se abordó en esta investigación se centra en evaluar el proceso de vermicompostaje de residuos orgánicos como alternativa de tratamiento a los grandes volúmenes de residuos orgánicos generados por la agroindustria local, específicamente la cáscara de cacao, cáscara de piña y bagazo de caña, los cuales son subutilizados y mal gestionados al no recibir un tratamiento adecuado para su disposición final. Esta situación genera un impacto negativo en el medio ambiente y representa un problema de gestión para la industria. A pesar de existir alternativas de tratamiento para estos residuos, como el vermicompostaje, no se ha evaluado su efectividad para generar abonos orgánicos que puedan reducir el uso de fertilizantes sintéticos en el suelo. La falta de información sobre la transformación bioquímica de estos residuos por vermicompostaje, hace necesario evaluar las propiedades físicas, químicas y microbiológicas de las vermicompostas a partir de estos residuos y determinar su potencial como alternativa para reducir los volúmenes de residuos generados durante la cosecha y transformación, así como para contribuir con la reducción del uso de fertilizantes sintéticos y fomentar una agricultura ecológica y sustentable en la región.

La producción de residuos en la agroindustria es un problema global que ha generado graves consecuencias ambientales, afectando la calidad del suelo, agua y aire. En México, no es diferente, por lo que se requiere tomar medidas que permitan reducir la cantidad de residuos generados y emplear procesos de transformación limpios y sustentables.

IV. ANTECEDENTES.

El vermicompostaje es un proceso biotecnológico que se basa en hábitos detritívoros y micrófagos de las lombrices de tierra, estos organismos tienen la capacidad de colonizar una variedad de sustratos orgánicos, el cual convierten y estabilizan en un material parecido al humus, rico en nutrientes, en estos materiales las lombrices ejercen una

acción física y bioquímica por lo que este proceso es considerado como una alternativa viable para la transformación de residuos orgánicos (Mamani-Mamani *et al.*, 2012; Garg *et al.*, 2012; Hait y Tare, 2011; Vig *et al.*, 2011).

La vermicomposta contribuye a una mayor actividad bioquímica y microbiana en el suelo, facilita el reciclaje de los nutrientes, para hacerlo biodisponibles y ser aprovechado por las plantas, algunos compuestos sintetizados en el vermicompostaje ejercen un efecto supresor sobre enfermedades y plagas que afectan a las plantas, además, su uso contribuye a la conservación del ambiente al aprovechar los diversos residuos orgánicos (Arancon *et al.*, 2006),

IV.1. Residuos agroindustriales.

Como consecuencia de las actividades agroindustriales se generan residuos gaseosos, líquidos y sólidos, este último categorizado como convencionales y no convencionales, los cuales se han empleados exitosamente en procesos de vermicompostaje (Moreno *et al.*, 2014; Singh *et al.*, 2012c; López y Sainz, 2011).

IV.2. Residuos convencionales.

Los residuos convencionales en los que incluyen todo tipo de estiércoles de origen animal tienen un uso tradicional desde la antigüedad al emplearse como mejoradores de suelo principalmente, y más recientemente como estimuladores en el rendimiento de los cultivos (Nieto-Garibay *et al.*, 2010). Entre los estiércoles más utilizado como sustrato para su vermicompostaje destacan el de bovino, equino, porcino, aves de corral, conejo y ovino (Morales *et al.*, 2009; Gunadi y Edwards, 2003). La calidad nutricional del residuo estabilizado, el suministro de la materia prima para su obtención, lo hacen una alternativa atractiva para generar abonos o fertilizantes orgánicos (Carvajal y Mera, 2010). Por las propiedades y composición química del material orgánico, la mayoría de los estiércoles son considerados como un buen sustrato para las lombrices, previo preacondicionamiento (Moreno *et al.*, 2014).

IV.3. Residuos no convencionales

Respecto a este tipo de residuo generado por algunas industrias como la alimentaria, farmacéutica, forestal, ganadera, azucarera, vitivinícola, entre otras (Sharma y Kumar, 2019; Sosnecka *et al.*, 2016; Suthar *et al.*, 2012), y a pesar de su alta relación carbono/nitrógeno en algunos residuos, se han vermicomposteados con buenos resultados. Sin embargo, en ciertos casos requieren de acondicionamiento previo para acondicionar el material y permitir la sobrevivencia de las lombrices durante el vermicompostaje (Mupondi *et al.*, 2011).

Los lodos residuales no convencionales generado por la industria alimentaria al ser estabilizado por vermicompostaje, generan un producto con alto contenido de nutrientes (N, P, K y Na), estabilización del *pH*, reducción de los parámetros de COT y la relación C/N, estos residuos al mezclarse con otros materiales orgánicos como los estiércoles animales se logra obtener un material húmicos de mejor calidad (Garg *et al.*, 2012; Meiyani *et al.*, 2012).

Los residuos generados por la industria de la extracción de almidón (*Marantha auridinacea*), se han vermicompostado mezclándolos con estiércol de vaca y aves de corral, obteniendo un abono orgánico de buena calidad, con un contenido nutricional adecuado para los cultivos agrícolas (Subramanian *et al.*, 2010).

Estudios realizados en suelos arcillosos y arenosos utilizando lodos residuales estabilizados por vermicompostaje, favorece una mejor actividad bioquímica derivado de la diversidad microbiana, y una mejora en la propiedades físicas y químicas del suelo. Esta mejora es de importancia agronómica, ya que una buena estructura física favorece una mejor conservación del agua, circulación de gases y biodisponibilidad de nutrientes, que propician la fertilidad de este tipo de suelo (Masciandaro *et al.*, 2010).

amiento comienza a partir de la activación de los procesos microbiológicos a través de la modificación gradual de las condiciones nutritivas que ocurren dentro de la cubierta viva debido a la actividad de las lombrices.

La industria farmacéutica que comprende el procesamiento de materias primas de uso farmacéutico genera contaminantes orgánicos que procede en su mayor parte de la producción del principio activo. Estos desechos no pueden descartarse como residuos convencionales sin darles antes un tratamiento especial (Sreekanth *et al.*, 2014; Ramos, 2006). El vermicompostaje de los residuos de hierbas mezclados con estiércol de vaca, provoca cambios significativos en las características del residuo como disminución del carbono orgánico, de la relación C/P, y C/N, e incrementando el porcentaje de nitrógeno, fósforo y potasio. El abono obtenido tiene uso potencial en restauración ecológica y programas de fertilidad del suelo (Singh y Suthar, 2012a; Singh y Suthar, 2012b).

El vermicompostaje también tiene aplicación en la industria de la curtiduría, la cual genera desechos tóxicos y materiales orgánicos de lenta degradación. Este proceso es una alternativa viable para la reducción y biodegradación de estos contaminantes, en el producto final se observa una disminución de la concentración de patógenos, de la conductividad eléctrica y sólidos volátiles, la concentración de nitrógeno y fósforo al final del proceso. La combinación lombriz de tierra y microorganismos con estiércol bovino modifican las propiedades fisicoquímicas de los residuos, obteniendo un producto libre de olores, más oscuro y homogéneo, con una disminución de la relación C/N (Ravindran *et al.*, 2015; Cardoso-Vigueros y Ramírez-Camperos, 2006).

En la industria papelera se originan grandes cantidades de residuos, el uso de la tecnología del vermicompostaje ha generado grandes expectativas. Estudios realizados en la degradación de papel mezclado con aserrín de madera, estiércol animal y lombriz de tierra, ha originado como producto un humus de buena calidad agrícola (Abd *et al.*, 2009). El papel como residuo, es un material rico en carbono y deficiente en nitrógeno, sin embargo, puede mezclarse con estiércol animal, con lo que se provee de los nutrientes para que las lombrices de tierra lo utilicen como sustrato, y pueda ser vermicompostado, el producto final es una fuente de N, P y K, con un pH estabilizado, y una reducción de la carga orgánica del material inicial (Basheer y Agrawal, 2013).

Los residuos de la industria forestal y ganadera representan un grave problema ecológico si no se manejan adecuadamente. Una alternativa para transformar estos materiales es el vermicompostaje. Estos residuos al mezclarse con estiércoles de vaca, conejo y oveja

generan un producto de buena calidad con disminución en la relación C/N y pH, los contenidos de nitratos y nitrógeno se incrementan, dando al producto final propiedades químicas y nutricionales valiosas (Hernández-Rodríguez *et al.*, 2012).

La industria vitivinícola de gran importancia económica en algunos países genera grandes cantidades de residuos, entre ellos el bagazo de uva, subproducto del proceso de extracción del mosto. De acuerdo con Martínez-Cordeiro *et al.* (2013), el vermicompostaje de los residuos de esta industria, genera un material estabilizado rico en nutrientes, que tiene el potencial de ser usado como abono orgánico en suelo. Esta industria también genera el bagazo tequilero, material que puede ser utilizado en el vermicompostaje, del que se puede producir un abono orgánico rico en minerales para su uso en agricultura, el material húmico obtenido provee un reservorio nutrimental alto en *N, P, K, Ca* y *Mg* con amplio uso en la agricultura orgánica (Rodríguez *et al.*, 2010).

La industria del azúcar de caña es otro sector agrícola que genera residuos sólidos, entre ellos el bagazo, cachaza, lodos del proceso de clarificado, cenizas y follaje de la planta de caña. La transformación por vermicompostaje de estos residuos mezclado con estiércol animal y lombriz de tierra produce un material con características fisicoquímicas ideales para su uso en la agricultura. Los nutrientes como el *N, P* y *Na* aumentan favorablemente, al mismo tiempo se registra una disminución del contenido orgánico del residuo (Balakrishnan y Batra, 2011). En la transformación de estos materiales se han utilizado varias especies de lombrices de tierra como *Eudrilus eugenia*, *Eisenia fetida* y *Perionyx excavates*, capaces de convertir una buena parte de los residuos orgánicos en humus rico en *Ca, Mg, Na* y *K*, con un pH estable en el producto final (Bhandarkar *et al.*, 2014). Experimentos realizados por Adil y Jaikishun (2010), con bagazo de caña de azúcar y paja de arroz vermicompostado, ha demostrado que los nutrientes minerales estimulan el crecimiento de plantas de frijol (*Phaseolus vulgaris*), además mejora significativamente la calidad del suelo.

Otro residuo de la agroindustria es el bagazo de piña, este remanente puede representar hasta un 20 % de la producción total. Parte de este residuo es utilizado como alimento para ganado y el resto se desecha, convirtiéndose en un problema ambiental (Antonio *et al.*, 2011). Poco se sabe acerca de la capacidad de transformación por vermicompostaje

de este tipo de residuo, Mainoo *et al.* (2009), consideran que el vermicompostaje es una tecnología de gestión interesante para este residuo, el vermicompostaje con *Eisenia eugeniae* acelerara la descomposición y la pérdida de masa, además, de favorecer el incremento de nitrógeno, fósforo y potasio en el producto final. Sin embargo, la acidez inicial de este residuo es un problema para las lombrices, por lo que un precomposteo estabiliza el pH y proporciona las condiciones necesarias para su uso por parte de las lombrices.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

V. MARCO TEÓRICO.

V.1. Residuos sólidos agrícolas.

Es indiscutible que los fertilizantes químicos usados en los sistemas intensivos de producción son necesarios para incrementar los rendimientos de los cultivos, para satisfacer la creciente demanda de alimentos y servicios. Un sector económico que involucra esta actividad es la agroindustria, que integra la producción primaria agrícola, pecuaria o forestal, el proceso de beneficio o transformación, la comercialización del producto, aspectos de administración, mercadotecnia y financiamiento (Saval, 2012; Barragán *et al.*, 2008). Como subproductos de esta compleja actividad, están los residuos sólidos agrícolas que se generan en cantidades importantes.

Los residuos orgánicos, término que se aplica a todo aquello que puede tener o no un valor comercial, incluyen materiales como la melaza, bagazo, las tortas de semillas oleaginosas, molienda del maíz, subproductos y residuos de cerveza entre otros que se derivan de la transformación de un producto vegetal, generalmente por una empresa o industria agrícola (Saval, 2012). Algunos investigadores también incluyen restos que se generan a partir de plantas de cultivos de embalaje o que se desechan durante el procesamiento de los cultivos (Seoanez, 2011). Los residuos de cultivos también varían ampliamente en sus propiedades y tasas de descomposición. La tendencia mundial es el notable crecimiento en la generación de residuos, derivado de la generación de productos comercializables que ejercen impacto sobre el entorno, esto ha provocado problemas de gestión para la industria agrícola, por lo que se buscan alternativas para su conversión en productos útiles (Singh y Pandey, 2009; Lal, 2005).

Los residuos procedentes de la agricultura intensiva se incluyen dentro de los generados por las actividades del sector primario de la economía, con base en este argumento, López *et al.* (2015), clasifican a los residuos agrícolas en dos tipos, los derivados del proceso productivo del cultivo (restos vegetales, fertilizantes sintéticos y plaguicidas), y los residuos específicos (constituidos por plásticos usados, y los originados de la transformación de los cultivos por procesos industriales), constituidos principalmente por material orgánico.

V.2. Problemática ambiental de los residuos sólidos agrícolas.

En las últimas décadas la contaminación del ecosistema se ha hecho un asunto de gran preocupación internacional, debido a los efectos negativos que ésta tiene sobre los seres vivos. La contaminación ambiental se debe principalmente a las industrias, especialmente la química. Sin embargo, la industria agrícola y ganadera, en sus procesos de beneficio o transformación final también tiene efectos negativos sobre el ecosistema (Barragán *et al.*, 2008).

La acumulación de residuos orgánico no sólo contamina al medio ambiente, el no aprovechar estas fuentes subvaloradas implica pérdida de material, el cual puede utilizarse por vermicompostaje para generar abonos orgánicos con valor agregado (Asim *et al.*, 2015; Cardoen *et al.*, 2015; Suthar *et al.*, 2012; Nigam *et al.*, 2009; Lal, 2005). Cuando los residuos orgánicos son dispuestos sobre el suelo sin ningún tratamiento previo y permanecen a la intemperie, su descomposición los convierte en residuos peligrosos para el medio ambiente, convirtiéndose en un pasivo ambiental, dispersando de esta forma los contaminantes (Saval, 2012). Por otra parte, el desarrollo de sistemas agrícolas modernos y su impacto en el medio ambiente ha abierto otra ventana de discusión, y es el problema de la contaminación derivado del uso no controlado de fertilizantes sintéticos. Una forma de hacer frente a esta situación es el uso de los abonos orgánicos como alternativa para ese tipo de sistema de cultivo (Navarro *et al.*, 1995).

El impacto de los residuos agrícolas en el medio ambiente no sólo depende de las cantidades generadas, sino también en los métodos de eliminación utilizados (Sabiiti, 2011). En muchos países, la quema de los residuos agrícolas continúa siendo una práctica frecuente, con la finalidad de deshacerse de los residuos generados por las actividades agrícolas. Esta práctica que libera contaminantes (CO, N₂O y partículas de carbono), afecta negativamente a la atmosfera por la formación de O₃ y HNO₃ (Ezcurral *et al.*, 2001).

La Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA, 2014), estima que la quema de biomasa produce CO₂, CO, partículas de materia suspendidas e hidrocarburos aromáticos policíclicos. Considera también que la quema de biomasa proveniente de

prácticas agrícolas es una fuente importante de dioxinas, influyen en la emisión de las dioxinas condiciones de combustión, contenido de cloro y la presencia de plaguicidas adsorbidos a la superficie de hojas y tallos en los residuos agrícolas. Las quemas de residuos agrícolas son muy utilizadas a pesar de que no se trata de un manejo ambientalmente aceptable, por lo que esta práctica desde el punto de vista de la salud pública y ecológica resulta preocupante.

Para Quintero y Moncada (2008), los productos de la combustión agrícola como el CO, los hidrocarburos libres de metano (HLM), el CO₂, el SO₂, y los NO_x, afectan la salud de los seres vivos, algunos al combinarse con hidrocarburos e interactuar con la luz solar producen ozono, o forman lluvia y neblina ácida al convinarse con vapor de agua con efectos nocivos sobre la salud. Estudios realizados por Sanjeev *et al.* (2008), indican que los principales contaminantes aportados por la quema de biomasa son aerosoles y gases.

México la quema en campo de la planta de caña de azúcar es una práctica frecuente previo al corte no mecanizado, actividad prohibida en algunos países, ya que afecta severamente a la flora y fauna (Basanta *et al.*, 2007). Con esta práctica muchos animales (fauna local) y flora (vegetación arbórea) se ven dañados severamente, algunos animales como los invertebrados del suelo en el cultivo de la caña de azúcar son importantes por las actividades que desempeñan (Lang-Ovalle *et al.*, 2011).

V.3. Generación de residuos sólidos agrícolas.

La industrialización, el crecimiento de la población humana y las actividades agrícolas intensivas ha ocasionado un rápido aumento en el volumen y tipos de biomasa de residuos. Como ya se indicó, los residuos son considerados como un subproducto de las actividades humanas y su gestión representa un desafío en el ámbito académico e industrial. Sin embargo, estos residuos son considerados como una nueva fuente de recursos para la producción de compuestos de valor agregados que como residuos propiamente dichos (Asim *et al.*, 2015; Moreno *et al.*, 2015).

Como consecuencia de la actividad agroindustrial, se genera una gran cantidad de residuos. El aprovechamiento de los residuos agrícolas constituye un aspecto básico a considerar para mejorar la viabilidad económica y la sostenibilidad del sistema productivo.

En el caso de los sistemas agrícolas intensivos, la necesidad de disponer de procesos que permitan gestionar de forma adecuada los residuos generados es crucial debido al elevado ritmo productivo, que impide, en determinados casos, su integración directa en el sistema agrícola, y que ocasiona la necesidad de disponer de alternativas para su tratamiento (Moreno *et al.*, 2015).

A nivel global se estima que la producción total de residuos es alrededor de 3.8 billones de t, de este volumen el 74% corresponde a residuos de cereales, 10 % a residuos del cultivo caña de azúcar, 8% a residuos de leguminosas, 5% a residuos de tubérculos y el 3% a residuos de oleaginosas (Lal, 2005). Por su parte, Dincer (2018), menciona que la generación de residuos sólidos para el año 2024 será de 22 billones de t, incrementándose cada año. Para América Latina y la región Caribe, el reciclaje y transformación de los residuos orgánicos es poco empleado, lo que resta importancia a su aprovechamiento, y por lo tanto no existe un tratamiento adecuado para su disposición final (Sáez y Urdaneta, 2014). De acuerdo con Valdez-Vázquez *et al.* (2010), en México se generan alrededor de 75.73 millones de toneladas de residuos orgánicos, de los cuales 60.13 millones de toneladas corresponden a residuos de cultivos primarios (paja del cultivo), y 15.6 millones de toneladas corresponden a residuos secundarios provenientes del proceso de postcosecha (bagazos, pulpas y otros materiales de proceso).

Con respecto a cultivos agroindustriales, México es uno de los países productores de cacao (*Theobroma cacao* L.), ocupando el decimotercer lugar en producción a nivel mundial, el cacao es uno de los productos agroalimentarios de mayor consumo en el mundo, en diversos productos como el chocolate y otros derivados (CEDRSSA, 2020). Durante el beneficio del cacao, del fruto solo se aprovecha la semilla, que representa el 10% del peso del fruto, el 90% restante se desecha en el campo (Barázar *et al.*, 2008). Por cada tonelada de semillas secas producidas, se generan alrededor de 10 toneladas de cáscara de cacao húmedo, lo que representa un problema de eliminación (Kalvatchev *et al.*, 1998). La acumulación de material residual en grandes pilas trae como consecuencia problemas ambientales, generando malos olores y el deterioro del ambiente, se considera además una fuente para la propagación de la enfermedad causada por *Phytophthora spp.*, que afecta la producción, provocando pérdidas económicas en esta industria (Franco-Castillo *et al.*, 2010). Generalmente este residuo

se ha usado como abono orgánico en suelos después de un proceso de compostaje, a pesar de ello, los agricultores no están convencidos de su aplicación (Padrón-Gamboa *et al.*, 2004).

La producción de cacao en México se da principalmente en los estados de Tabasco, Chiapas y Guerrero, que aportan anualmente a la producción nacional 28,105.84 t. Con respecto a la producción promedio anual de cacao en Tabasco, esta corresponde a 17,409.92 t, que representa el 62% de la producción nacional (SIAP, 2021). Considerando la relación de Kalvatchev *et al.* (1998), de semillas secas producidas con respecto a la cantidad de residuos generados, en el estado se generan alrededor de 15,552.9 t de residuos de cáscara de cacao.

Otro tipo de sistema agrícola intensivo muy rentable es el cultivo de la caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L.), a nivel mundial es el cultivo de mayor producción, en 2021 se produjeron aproximadamente 1'859,390,044.3 t, de los cuales 55'485,308.93 t fueron producidas por México en el mismo año (FAO, 2021). Considerando un valor de 0.25 (Lal, 2005), como la proporción entre el peso de residuo generado y cantidad de producto del cultivo (RPR), la producción estimada de residuos de caña a nivel nacional fue alrededor de 15'295,519 t. Esta agroindustria de gran relevancia en los trópicos y subtrópicos, genera cantidades significativas de residuos, constituido por hojas y parte de los tallos. Otro residuo derivado de esta agroindustria es el bagazo que, de acuerdo con Moreno *et al.*, (2015) y Pernalet *et al.* (2008), es un material con gran contenido lignocelulósico, obtenido después de la extracción del jugo, el cual representa aproximadamente entre el 25 y 40% del total de materia procesada. Un uso reciente del bagazo de caña es como combustible para las calderas de los propios ingenios (Basanta *et al.*, 2007).

En lo que respecta a la producción de caña de azúcar en México, en 2022 se estimó en 55'039,088.53 t (SIAP, 2022), de la cual el estado de Tabasco aportó 2'101,560.58 t a la producción nacional. Con respecto a la generación de residuos en este rubro, se estima que esta industria produce alrededor de 502,811.5 t anuales de residuos, considerando el valor de RPR de Lal (2005).

Otro cultivo de importancia económica es la piña que, a nivel mundial el principal productor es Tailandia, seguido de Brasil en América Latina, México se encuentra dentro de los 10 principales productores de piña en el mundo, con una producción promedio anual de 741,000 t. Los principales estados productores de este fruto en México son Veracruz (64.9%), Oaxaca (12.8%), Tabasco (6.2%), Quintana Roo (4.6%), y Jalisco (2.8%), que contribuyen a la producción anual estimada en 1'271,520.75 t (SIAP, 2021). Como residuo esta industria genera alrededor del 20%, lo que representa en cantidad aproximadamente 10,781.9 t, de este volumen, el 30% es utilizado como alimento para ganado y el resto se desecha (Antonio *et al.*, 2011).

Estos residuos orgánicos generados por la agroindustria constituyen un recurso renovable que pueden ser aprovechados. Actualmente existen diversas opciones de transformación, desde un tratamiento físico, químico o biológico que puede ser aplicado de acuerdo con el principal producto al que está orientado el tratamiento, ya sea para producir fertilizante, energía, etc. (Moreno *et al.*, 2015).

Considerando los volúmenes de residuos agrícolas generados, es necesario desarrollar e implementar métodos amigables con el medio ambiente para generar productos de valor agregado. En el área agrícola, este tipo de residuos tienen un uso potencial importante como abono orgánico si es composteado o vermicomposteado, proporcionando al suelo cualidades químicas y biológicas importantes desde el punto de vista agronómico (Villegas-Cornelio y Laines, 2016).

V.4. Aprovechamiento de residuos orgánicos agropecuarios.

Como se ha comentado en apartados anteriores las diferentes actividades de producción generan residuos orgánicos de diversa índole. Estos residuos de acuerdo con la facilidad para ser biotransformados se han clasificado como convencionales y no convencionales (Moreno *et al.*, 2014).

V.4.1. Residuos convencionales.

Dentro de esta categoría se incluyen todos los estiércoles que provienen del ganado bovinos, de los equinos, cerdos, aves de engorda, conejos, ovinos y de otros animales

ya sea estabilizados o no. La importancia de este material estabilizado reside en la generación un producto química y nutricionalmente balanceado para ser utilizado como abono orgánico, aunque a veces es necesario un precondicionamiento (Nieto-Garibay *et al.*, 2010).

Existe en la literatura suficiente información sobre el uso de los estiércoles para vermicompostaje, principalmente sobre estiércol bovino, como el trabajo realizado por Ayyobi *et al.* (2014), que estudiaron el rendimiento del cultivo de frijol fertilizadas con el lixiviado de la vermicomposta obtenida del estiércol de vaca composteado con *Eisenia fetida*, como resultado encontraron que las plantas tratadas con el lixiviado desarrollaron vainas más largas y en mayor número, además de una abundante biomasa aérea. También, el estiércol bovino se ha utilizado en la estabilización de lodos residuales generadas por algunas industrias, utilizando lombrices de tierra y cultivos bacterianos (*Selenomonas ruminantium*) que faciliten la fermentación, esto permite que el pH y la relación C:N disminuyan significativamente al final del proceso, lo que indica madurez del producto final (Ravindran *et al.*, 2013). De la vermicomposta a partir de estiércol de vaca y los residuos sólidos obtenidos de biodigestores para biogás, se obtiene un producto final que se caracteriza por presentar valores de pH, COT, MO y una relación C:N menor comparado con los valores iniciales del material inicial, en calidad química nutrimental registraron un incremento en la concentración de N, P y K (Yadav *et al.*, 2013; Garg y Gupta, 2011).

Otro tipo de estiércol utilizado es el de aves, que aun cuando está relativamente equilibrado como alimento para las lombrices, debe ser mezclado con residuos con alta relación de carbono, debido a su elevada concentración de nitrógeno. El uso del estiércol de aves a pesar de no ser tan utilizado para vermicompostaje, ha sido empleado para la estabilizar residuos agroindustriales, como los derivados de la transformación de la yuca, corteza de eucalipto y la palma aceitera, como lo detalla el trabajo realizado por Petmuenwai *et al.* (2013), en el que emplearon para el proceso la lombriz *Eudrilus eugeniae*, la mezcla de estos residuos permite que las lombrices se desarrollen favorablemente, permitiendo un alto porcentaje de sobrevivencia de las lombrices durante el vermicompostaje.

Del estiércol de conejo, a pesar de un elevado contenido de nitrógeno, puede ser usado como alimento para lombrices de tierra, previo lavado para su compostaje con lombrices (Moreno *et al.*, 2014). El potencial de la lombriz de tierra para el vermicompostaje utilizando estiércol de conejo ha sido estudiado por Moreno-Reséndez *et al.* (2014), en el que hacen una valoración del efecto de la vermicomposta de una mezcla de estiércoles de caballo, cabra, conejo y bovino con *Eisenia fetida*, de sobre el rendimiento de la planta de melón, los resultados se ven reflejados en frutos más grandes y mayor peso. El potencial del vermicompostaje para transformar el estiércol de conejo bajo condiciones controladas genera buenas expectativas, cambios en la CE, la disminución del pH, y de la carga microbiana en el producto final, indica un alto grado de estabilización de la vermicomposta. Estas propiedades tanto físicas como químicas son de interés en la agricultura, cuando se aplica como abono orgánico (Gómez-Brandón *et al.*, 2013).

El estiércol ovino es otra alternativa para la generación de abono orgánico a través del vermicompostaje. Debido las propiedades químicas de este residuo, puede ser considerado como una opción como sustrato para las lombrices, previo a pre-compostaje, garantizando con ello la sobrevivencia de las lombrices de tierra y la eliminación de semillas presentes en el residuo. La mayoría de los estiércoles pueden ser utilizados para el vermicompostaje, este tipo de material favorece el crecimiento y la sobrevivencia de las lombrices de tierra, al respecto Coulibaly y Zoro (2010), recomiendan el uso del estiércol de pollo, oveja, cerdo y de vaca como alimento para el crecimiento y reproducción de *Eudrilus eugeniae*, con estos sustratos se ha comprobado un aumento en peso de las lombrices, y un mayor número de capullos de lombrices.

El empleo de estiércol de ovejas, micorrizas y bacterias diazotróficas para generar vermicomposta, se ha utilizado para evaluar su efecto en el crecimiento y desarrollo de la planta de maíz, se ha registrado que este tipo de vermicomposta promueve un mayor número hojas en la planta, mayor peso húmedo, mayor altura y diámetro del tallo, un aumento en el contenido de fósforo, así también, la presencia de bacterias diazotróficas en el humus de lombriz favorecen la colonización por micorrizas en el sistema radicular de la planta (Gutiérrez-Miceli *et al.*, 2008).

Otro alimento nutricionalmente bien balanceado para el vermicompostaje es el estiércol equino al respecto, Moreno-Reséndez *et al.* (2013), consideran que este estiércol mezclado con el de cabra y conejo para su vermicompostaje, fueron utilizado como abono en plántulas de huizache (*Acacia farnesiana*), este favorece el crecimiento y desarrollo de las plántulas, al registrar una mayor altura, mayor peso húmedo y seco de la planta. El uso de mezclas de estiércoles de caballo, de cabra y paja de alfalfa, vermicomposteados con *Eisenia fetida* y empleado como abono del cultivo de tomate, ha resultado en el incremento del rendimiento del cultivo, este tipo de vermicomposta cubre satisfactoriamente la demanda nutritiva del cultivo (Moreno *et al.*, 2008).

El estiércol de porcino también presenta buenas cualidades para su uso en el vermicompostaje, a pesar del alto nivel de nitrógeno presente, este residuo reúne las condiciones como alimento para las lombrices de tierra, previo pretratamiento. Se ha reportado que el uso de la vermicomposta a base de estiércol de cerdo favorece la germinación y rendimiento de diversos cultivos como el tomate y la pimienta (Bachman y Metzger, 2008).

V.4.2. Residuos no convencionales.

Dentro de esta categoría se incluyen residuos agrícolas, ganaderos, de procedencia urbana, industriales y agroindustriales (Moreno *et al.*, 2014). En gran parte, estos residuos por su alta relación carbono-nitrógeno es necesario acondicionarlos previamente a su uso para llevar a cabo su transformación por vermicompostaje. Un tipo de residuo con impacto ambiental negativo son los lodos de aguas residuales. En la transformación de estos residuos por vermicompostaje es importante considerar la cantidad y composición de las sales solubles presentes, ya que esto influye en la calidad química de la composta, y en la sobrevivencia de las lombrices (Molina *et al.*, 2013). El empleo de la tecnología del vermicompostaje utilizando estiércol de caballo con lodos residuales favorece la estabilización de los principales parámetros (pH, CE y CIC), el NT se incrementa de manera significativa, en tanto que el COT y la relación C:N se reduce de manera importante (Moreno *et al.*, 2010). Bajo este esquema, los lodos de las aguas residuales se pueden utilizar como sustrato para el vermicompostaje (Suriyanayanam *et al.*, 2010).

En la industria del vino, la biotransformación del bagazo de uva por vermicompostaje constituye un proceso adecuado para la estabilización de este residuo, con el que se obtiene un material químicamente estabilizado para su uso en actividades agrícolas, reduciendo en campo la contaminación orgánica. La rapidez con que ocurren estas transformaciones en el vermicompostaje hace de este proceso una alternativa para el tratamiento de diversos residuos orgánicos (Gómez-Brandón *et al.*, 2010). La transformación por vermicompostaje como método de gestión para los lodos de destilerías mezcladas con otros residuos, se ha identificado como una tecnología eficiente. Los beneficios en el producto final se manifiestan en el incremento y disponibilidad del Ca, Mg, N, P y K, con una tendencia decreciente en la CE, COT y la relación C/N, con respecto a los valores iniciales. El uso de esta tecnología es una alternativa para minimizar la contaminación ambiental causada por los residuos orgánicos (Mahaly *et al.*, 2018).

Los residuos agroindustriales también se le han utilizado como enmienda para biotransformar otros residuos, y para reducir contaminantes químicos. El vermicompostaje de la paja de arroz y el estiércol de vaca se ha empleado para reducir la concentración de metales pesados en lodos residuales, incrementando significativamente la concentración nutriente en el mismo proceso (Abu *et al.*, 2014; Champar-Ngam *et al.*, 2010). El bagazo de caña de azúcar como residuo no convencional, es un recurso orgánico que, aun poco valorado, se ha vermicompostado y usado como medio para el crecimiento y nutrición de plantas. Evidencias indican que una mezcla correcta de estiércol de vaca y bagazo de caña permiten un incremento en el crecimiento y concentración de nitrógeno en los tejidos de la planta, el uso de estiércol de ganado y bagazo de caña de azúcar para su vermicompostaje proporciona un sustrato barato y de alta calidad para la agricultura, y puede contribuir en la reducción de los problemas ambientales, al eliminar estos residuos (Khomami y Moharam, 2013).

Debido a la composición rica en material orgánico de los lodos residuales, el tratamiento por vermicompostaje conduce a una estabilización, y obtención de un producto con características similares a un abono, benéfico en actividades de fertilización o remediación de suelos. Índices de viabilidad técnica y económica han demostrado que el vermicompostaje es una alternativa de tratamiento y producción de abono para su

comercialización, cubriendo la demanda de productores que utilizan acondicionadores orgánicos para suelo (Rodríguez, 2016). El vermicompostaje incluso se ha considerado como un método de bioconversión de lodo de alcantarillado, al mezclarse con otras fracciones orgánicas de desechos municipales, que posibilita la estabilización del material y reducción de la concentración de metales pesados. El proceso de vermicompostaje se ha propuesto como una alternativa para su empleo en pequeñas ciudades, con la finalidad de reducir la generación de biosólidos y otras fracciones orgánicas municipales (Sosnecka *et al.*, 2016).

El uso de residuos no convencionales, a pesar de no tener las condiciones óptimas como alimento para las lombrices, puede ser estabilizado bajo ciertas condiciones y obtener un producto de calidad nutritiva para el suelo y las plantas. Los residuos orgánicos con alta relación C/N, y lignocelulósicos, como la paja de arroz, cáscara de coco, bagazo de caña, cáscara de sandía, harina de soja, y otros residuos orgánicos (Moreno *et al.*, 2014), bajo un pre-compostaje, seguido de un vermicompostaje, genera un abono orgánico con alto contenido y biodisponibilidad de nutrientes, pH estabilizado, reducción de la relación C/N, aumento de la CE, y bajo impacto en el medio ambiente (Khwanchai y Kanokkorn, 2018; Jaybhaye *et al.*, 2016; Kohli y Hussain, 2016).

V.5. Vermicompostaje.

El vermicompostaje es una tecnología de transformación de residuos orgánicos sólidos, en la que se da una serie de eventos bioquímicos llevado a cabo por bacterias, hongos y lombrices de tierra, que actúan activamente bajo condiciones mesófila. Esta acción conjunta sobre los residuos genera un producto final estable con propiedades químicas y físicas muy diferente al material inicial. Nutrientes solubles, compuestos orgánicos, y bioplaguicidas son algunas de los productos presentes en el material final estabilizado. La tecnología del vermicompostaje representa una importante alternativa para la transformación bioquímica de los residuos, además aporta beneficios nutricionales al suelo y a las plantas como abono orgánico (Del Águila *et al.*, 2011).

V.5.1. Historia del arte del vermicompostaje.

El vermicompostaje, es el proceso bioquímico en el que las lombrices son utilizadas con la finalidad de transformar los residuos orgánicos en vermicomposta, en ocasiones este concepto suele confundirse con el término vermicultivo o la lombricultura, que en este caso lo que busca es incrementar la población de lombrices, restando importancia a la estabilización del residuo orgánico, sin embargo, generalmente se obtienen los dos objetivos de manera simultánea (Moreno *et al.*, 2014). Los antecedentes históricos, indican que el vermicompostaje nace con la lombricultura.

El vermicompostaje como tecnología combina las virtudes y cualidades de ser “económicamente viable”, “ambientalmente sostenible” y “socialmente aceptable”, esto ha provocado una revolución en los estudios de esta tecnología. Las lombrices de tierra tienen más de 600 millones de años de experiencia como “ingenieros del ecosistema” (Sinha *et al.*, 2010c). El trabajo que desempeñaban las lombrices en los campos agrícolas era conocido por las civilizaciones griegas y egipcias, quienes valoraban el papel que desempeñaban en el suelo. Los egipcios reconocieron el papel que las lombrices de tierra jugaban en la fertilización de los suelos de cultivo del valle del Nilo tras las inundaciones anuales. En la antigua Grecia, Aristóteles las definió como los “intestinos de la tierra”, por su participación en la transformación de la materia orgánica (Medany, 2011; Moreno y Moral, 2008). Desde la perspectiva científica, fue Charles Darwin en el siglo XIX quién explica la función de las lombrices en el suelo, al explicar su participación en la descomposición de los materiales orgánicos residuales (García-Pérez, 2011; Edwards, 2004).

La lombricultura tuvo sus inicios a mediados del siglo XX (Sinha *et al.*, 2009; Edward, 1988), sin embargo, los primeros registros acerca del beneficio del vermicompostaje de los residuos orgánicos se dio en los años 30. Pero el inicio del cultivo intensivo de las lombrices rojas Californianas se dio en los Estados Unidos en la década de los años 40, generando conocimiento científico de los procesos del vermicompostaje, que se generalizó en los años 70, sentándose las bases tecnológicas para el desarrollo de este sistema en varios países americanos y europeos (Moreno y Moral, 2008; Kumar, 2005). El auge de esta tecnología toma relevancia prácticamente en todos los continentes,

donde su desarrollo se da espectacularmente, generando vermicomposta de diversos residuos para su comercialización (Sinha *et al.*, 2010c; Sinha *et al.*, 2009; Schuld, 2006).

La comercialización y uso agrícola de la vermicomposta se realiza a gran escala, en varios países americanos y europeos. Para ello se han construido plantas para el tratamiento por vermicompostaje, con el que se ha logrado procesar grandes volúmenes de residuos y producir alrededor de 3,410 t al año, como el caso en EE. UU., o plantas de menor producción anual como en el Reino Unido que pueden generar hasta 1000 t de vermicomposta al año a partir de residuos orgánicos diversos (Li *et al.*, 2010; Sinha *et al.*, 2010a).

V.5.2. Importancia de las lombrices de tierra.

De acuerdo con Fragoso y Rojas (2014), Las lombrices de tierra son organismos de cuerpo alargado, segmentados, por lo general son de hábitos terrestres en ambientes con mucha humedad, su tamaño en longitud y grosor puede variar dependiendo de la especie. Como consecuencia de su función, las lombrices pueden modificar la porosidad y agregación del suelo por la construcción de galerías, redistribuyen vertical y horizontalmente el suelo y la materia orgánica presente en él, debido a ello, las lombrices forman tres grupos ecológicos; lombrices endógenas, anécicas y epígeas. Las endógeas se mueven en el interior del subsuelo para alimentarse, en tanto que las anécicas transportan los restos orgánicos de la superficie del suelo hacia sus galerías, las epigeas se caracterizan por vivir de forma permanente en las acumulaciones de materia orgánica sobre la superficie del suelo (Lemtiri *et al.* 2014; Moreno *et al.*, 2014; Kavdir y Ilay, 2011; Gómez-Brandón *et al.*, 2011b; Domínguez y Gómez-Brandón, 2010; Curry y Schmidt, 2007; Selles *et al.*, 2006; Domínguez y Edwards, 2004).

En los ecosistemas terrestres las lombrices representan el mayor porcentaje de biomasa animal, estas influyen significativamente en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y participan de manera importante en la alteración de la estructura del suelo, la descomposición de la materia orgánica y del reciclado de nutrientes (Domínguez *et al.*, 2009). La estabilización bioquímica de la materia orgánica se lleva a cabo con la acción conjunta de los microorganismos y lombrices de tierra (Lores *et al.*, 2006), sin embargo

los microorganismos son los responsables directos de la degradación de la materia orgánica, en tanto que las lombrices de tierra son las impulsoras del proceso, ya que acondicionan el sustrato y alteran la actividad biológica Aira *et al.* (2008), además las lombrices participan en la mineralización del carbono y nitrógeno durante el proceso.

Para Aira y Domínguez (2010), y Domínguez *et al.* (2009), las lombrices en el vermicompostaje llevan a cabo actividades a diferentes niveles espaciales y temporales, por lo que tienen sobre los microorganismos un efecto directo, como la estimulación, digestión y dispersión de los microorganismos, o un efecto indirecto como el envejecimiento y mezclado de los residuos con otros sustratos orgánicos no procesados por las lombrices. Con relación en lo anterior Butt (2011), menciona que las lombrices también excretan compuestos orgánicos y sustancias nitrogenadas que los microorganismos pueden asimilar fácilmente, estas condiciones modifican la actividad y diversidad microbiana durante el proceso. Por su parte, Domínguez *et al.* (2009), mencionan que los microorganismos que habitan en el tracto digestivo de las lombrices favorecen la descomposición del material orgánico al producir enzimas extracelulares que ayudan en la degradación de la celulosa y compuestos fenólicos presentes en el material ingerido.

Otras investigaciones sobre vermicompostaje, han reportado el papel que juegan las lombrices de tierra como ingenieros del suelo y promotores del crecimiento vegetal, por lo que son consideradas como herramientas biológicas que pueden solucionar problemas sociales, económicos, ambientales y de salud de manera más barata. La generación de conocimientos recientes sobre el papel de las lombrices en el tratamiento de los lodos proveniente de las aguas residuales tratadas, la recuperación de suelos contaminados y la presencia de algunos compuestos bioactivos valiosos, han revolucionado los estudios sobre la lombricultura (Sinha *et al.*, 2010a; Sinha *et al.*, 2010b; Sinha, 2009).

La tecnología del vermicompostaje se basa en el hábito detritívoro de algunas especies de lombrices, de la alteración de la estructura del material, la secreción de sustancias biodisponibles para los microorganismos, y a la capacidad de colonizar diversos tipos de residuos orgánicos (Sainz *et al.*, 2000). Su acción en la fragmentación física del sustrato orgánico, sumada a la actividad microbiana promueve una efectiva degradación y

estabilización de la fracción orgánica contenida en los residuos sólidos orgánicos de fuentes domésticas o agroindustriales, para convertirla en recursos útiles (Kui *et al.*, 2014; Domínguez y Edwards, 2011b; Aira y Domínguez, 2010; Ferrera-Cerrato y Alarcón, 2001). En el vermicompostaje la interacción lombriz-microorganismo pueden transformar materiales orgánicos insolubles a una forma soluble, las lombrices de tierra digieren las partículas de materia de mayor tamaño transformándolas a partículas más finas lo que lleva a la mayor degradación de la materia orgánica por los microorganismos (Limin *et al.*, 2010). El vermicompostaje se ha convertido en una opción para transformar residuos orgánicos en composta estabilizada, que brinda una fuente de elementos nutritivos para fertilizar el suelo, producir cosechas saludables y conservar los recursos naturales (Moreno-Reséndez *et al.*, 2014).

V.5.3. Producto del vermicompostaje.

V.5.3.1. Bioplaguicidas.

Existe información suficiente sobre las propiedades bioplaguicidas de algunos abonos orgánicos como la composta. Sin embargo, se sabe muy poco sobre este tipo de compuestos en la vermicomposta. Existen referencias sobre el potencial de la vermicomposta como bioplaguicida contra plagas y parásitos de plantas (Jack, 2012; Edwards *et al.*, 2010a; Yardim *et al.*, 2006; Clive, 2004). La adición de vermicomposta al suelo estimula la actividad e incrementa las poblaciones microbianas, que pueden actuar como agentes biocontroladores de ciertas plagas que afectan a las plantas de cultivo (Domínguez *et al.*, 2010). Se ha sugerido que la competencia entre microorganismos por las fuentes nutritivas y de energía, genera mecanismos de supresión de enfermedades (Clive *et al.*, 2006). Estudios recientes indican el potencial de la vermicomposta como supresores de plagas en plantas tiene un gran interés agrícola.

Trabajo como el de Contreras-Blanca *et al.* (2014), evaluaron la capacidad antifúngica del lixiviado de la vermicomposta obtenido del estiércol de vaca, contra el hongo patógeno *Colletotrichum gloeosporioides*, los resultados mostraron que el lixiviado tiene un efecto inhibitorio del 100% sobre el hongo, cuando se aplica el lixiviado directo. El mecanismo de supresión para el patógeno está relacionado con la presencia de microorganismos en

el lixiviado que compiten por los nutrientes o son antagónicos contra el hongo. Por su parte, Castro *et al.* (2011), evaluaron el efecto de la aplicación de vermicomposta a partir de estiércol de vaca sobre la infección de provocada por *Meloidogyne incognita* en plantas de tomate, la aplicación de la vermicomposta resultó en una reducción de la cantidad de nematodos en raíz y el suelo. Artavia *et al.* (2010), al evaluar el efecto supresor de los abonos orgánicos a base de estiércol de cabra, y estiércol de vaca, sobre el hongo patógeno *Pythium myriotylum*, en Tiquisque (*Xanthosoma sagittifolium*), demostró que la aplicación de estos abonos tiene un efecto supresivo del patógeno sobre Tiquisque, al observar que las plantas no presentaron los síntomas de la enfermedad.

Sobre el efecto de los extractos acuosos de la vermicomposta obtenida a partir de residuos orgánicos de comida, sobre los áfidos verdes del melocotón, cochinillas y la araña manchada en plantas de tomates y pepinos, Edwards *et al.* (2010a), encontraron que los extractos suprimen el establecimiento y tasa de reproducción de estas plagas en las plantas evaluadas, probablemente debido a la fijación de compuestos fenólicos por las plantas y su rechazo por las plagas. Edwards *et al.* (2010b), analizaron el mismo efecto, pero utilizando extractos acuosos de vermicomposta en la supresión de los escarabajos del pepino (*Acalymna vittatum*) y gusanos cornudos del tabaco (*Manduca sexta*), encontrando que los extractos suprimieron significativamente el establecimiento de las plagas en las plantas, en la que el efecto repelente se debe a los compuestos fenólicos presentes en las plantas. Raznjou *et al.* (2011), por su parte al analizar el efecto de concentraciones de vermicompostas sobre las tasas de desarrollo y fecundidad de áfidos (*Aphis gossypii*) en cultivo de pepino, encontraron que los áfidos mostraron tiempos de desarrollo más cortos, baja longevidad en adultos, y menor fecundidad en cultivos al que se les aplicó vermicomposta.

En conclusión, se considera que el uso integral de la vermicomposta o su lixiviado en cultivos, provee los nutrientes necesarios para el crecimiento y producción del cultivo, y al mismo tiempo ejerce un control biológico de plagas que afecta la producción, este tipo de agricultura es considerada como ecológica, ya que no hace uso de agroquímicos que tienen un efecto negativo sobre el medio ambiente cuando no se aplica adecuadamente, por lo que puede considerarse como una alternativa de bajo costo.

V.5.3.2. Extracto o té de vermicomposta.

El vermicompostaje además de su aplicación en la agricultura, en la recuperación de suelos contaminados o como bioplaguicidas, también puede ser aprovechado para obtener del proceso otros productos importantes o de aplicación en actividades agrícolas. A parte de los productos derivados del proceso principal, como los lixiviados y los sólidos estabilizados, están los extractos o tés obtenidos como productos secundarios del manejo de la vermicomposta sólida, y son de interés para agricultura, ganadería y farmacéutica (Moreno *et al.*, 2014).

El té es una infusión preparada a partir de la mezcla de composta o vermicomposta en agua. Este extracto es un producto con gran contenido de nutrientes, que se obtiene a partir de la fermentación aeróbica o anaeróbica del material estabilizado. Los tés tienen una coloración marrón, la tonalidad varía de claro a oscuro, y se caracteriza por contener diversos microorganismos, minerales solubles, sustancias húmicas y otros compuestos orgánicos bioactivos. Los nutrientes solubles en el té son fácilmente absorbidos por la planta, favoreciendo la presencia y actividad de microorganismos con capacidad de suprimir enfermedades y plagas en los cultivos, el uso de los tés puede contribuir a la reducción en uso de fertilizantes sintéticos (Zamora *et al.*, 2017; Moreno *et al.*, 2014; González *et al.*, 2013).

Usualmente, las propiedades químicas de los tés varían de acuerdo con el tipo de material vermicompostado, las proporciones sólidos-agua en la mezcla, incluso el suministro de aire durante la extracción (Arancon *et al.*, 2007). Esta variación se ve reflejada en los parámetros de pH, CE y concentración de macro y micronutrientes (González *et al.*, 2013). Una de las aplicaciones de los tés de vermicomposta se ha hecho en pruebas de germinación de diferentes semillas, al respecto Nagar *et al.* (2017), encontraron un mayor porcentaje de germinación y crecimiento de plántulas de *Vigna radiata*, al aplicarles el extracto acuoso de la vermicomposta de hojarasca y estiércol de bovinos. Hernández-de León *et al.* (2017), al aplicar el té en Jatrofa, registró un incremento significativo en la germinación y el crecimiento radicular de *Jatropha curcas*. En los cultivos de hortalizas, el uso de tés de vermicomposta ha dado buenos resultados. Al respecto, González *et al.* (2013), al aplicar el extracto en plantas de albahaca (*Ocimum*

basilicum L), cilantro (*Coriandrum sativum* L) y lechuga (*Lactuca sativa* L), bajo un sistema hidropónico, encontraron que el té favoreció el crecimiento y rendimiento de biomasa en estas hortalizas.

El método de obtención del té sea con o sin aireación, con aireación-bioaumentación, tienen efectos diferentes cuando estos son aplicados, al respecto Pant *et al.* (2009), registraron que la concentración de minerales es significativamente más alta en el té de vermicomposta aireada y bioaumentada, en comparación con otros té, aunque la población y actividad microbiana total no varió con el método de extracción, las plantas incrementaron la producción. Además, de disminuir los compuestos fenólicos bajo fertilización orgánica.

Otra aplicación interesante de los extractos de vermicomposta es su uso como recurso biotecnológico para microcultivo de tejidos vegetales. En este sentido Kashyap *et al.* (2015), mencionan que el uso de extractos de vermicomposta como componentes para medios de cultivo de tejidos, actúa como un sustituto orgánico que promueve el crecimiento de las plantas, a nivel de explantes se observa un crecimiento significativamente mayor de la raíz y en la inducción de brotes.

V.5.3.3. Generación de lixiviados de vermicomposta.

Durante el proceso de vermicompostaje, una de las condiciones requeridas para las actividades de las lombrices es la humedad, la cual debe oscilar entre un 70 y 85 %, por lo que es necesario agregar agua para mantener una humedad suficiente, y las lombrices puedan procesar adecuadamente el residuo. Generalmente el suministro de agua y el mismo proceso de degradación generan un excedente líquido que debe ser drenado. Este lixiviado de color marrón de tonalidades oscuras e inodoro, posee nutrientes solubles y microorganismos benéficos, así como hormonas de crecimiento vegetal que incrementan el crecimiento de las plantas cultivadas en suelo o hidroponía. Este lixiviado es recogido y almacenado para su uso posterior como biofertilizante (Moreno *et al.*, 2014; Larco, 2004; Arancon *et al.*, 2003).

De acuerdo con Morales *et al.* (2014), los lixiviados de vermicomposta se caracterizan por la presencia de sales minerales, importantes en la nutrición de las plantas. Sin

embargo, los lixiviados deben ser diluidos lo suficiente para ser usados, debido a su concentración alta, una vez extraídos, por lo que no deben ser usados directamente. Aunque, Gutiérrez-Miceli *et al.* (2017), menciona que el lixiviado puede ser utilizado como fertilizante líquido sin diluir o mezclado con fertilizante químico, lo que estimula el crecimiento de las plantas de caña de azúcar.

Los lixiviados como fuente de nutrientes como N, P y K, se ha evaluado para conocer su efecto en el cultivo de tomate, al respecto, Arthur *et al.* (2012), encontró que el lixiviado suministra concentraciones adecuadas de estos nutrientes, que se ve reflejado en un incremento en la longitud del brote, número de hojas, peso fresco de los brotes y raíces, de acuerdo con estos resultados, el lixiviado puede ser usado para solucionar el problema de deficiencia de nutrientes, durante el cultivo del tomate.

Otra aplicación del lixiviado es en sistemas de riego. Ávila-Juárez *et al.* (2015), incorporó el lixiviados de vermicomposta en un sistema de riego para el cultivo de tomate, y evaluar el contenido del licopeno, β -caroteno y fenólico. Los beneficios aportados al cultivo fue la disminución de la concentración de iones fitotóxicos, aumento del contenido de licopeno, además de mejorar la estructura del suelo, al aumentar la materia orgánica y la conductividad hidráulica.

La aplicación por atomización es otro uso que se le ha dado al lixiviado, en este caso Bidabadi *et al.* (2017), empleó el lixiviado para evaluar la tolerancia a la salinidad de la granada (*Punica granatum*), como resultados registró una reducción en la acumulación de sodio en las plántulas, el área foliar y el peso de biomasa aumentó significativamente, y también mejoró la eficiencia fotosintética causada por la salinidad. Otra aplicación de lixiviado por atomización se ha dado en el cultivo de fresa por Singh *et al.* (2010), en el que encontró beneficios interesantes para la planta, como una mayor superficie foliar, reducción del albinismo, y malformación de la fruta, el uso del lixiviado contribuye en un mayor rendimiento comercial de la fruta, por lo que puede ser aplicado en otros cultivos.

En sistemas de producción agrícola tecnificado como la hidroponía, el lixiviado de vermicomposta ha tenido aplicación, Preciado *et al.* (2014) en este caso, comparó el rendimiento y calidad nutrimental de forraje verde hidropónico de maíz, fertilizado a base

de lixiviado. La aplicación del lixiviado incrementa el rendimiento y calidad nutrimental de plantas de maíz forrajero, por lo que representa una alternativa sustentable para la producción de forraje verde hidropónico en zonas áridas.

V.5.3.4. Sustancias húmicas de la vermicomposta.

Las sustancias húmicas (SH) son la fracción de la materia orgánica estabilizada, esta se forma por la reducción gradual de las estructuras biomoleculares y alifáticas lábiles. Los precursores procedentes de la biodegradación son sometidos a procesos de síntesis que lleva a la neoformación de sustancias aromáticas más complejas, con resistencia a la biodegradación, es decir es el punto de estabilización. Las sustancias húmicas son sustancias coloidales, de color oscuro, presentan grupos funcionales que le permiten actuar como polielectrolitos de ácidos débiles y ser sitios de reacción con diferentes agentes químicos (Gallardo, 2017; Huelva *et al.*, 2013; Labrador, 2002).

Las sustancias húmicas han sido reconocidas por sus beneficios en la agricultura, actúan como reguladores del crecimiento en la planta, estimulan la germinación, la absorción de nutrientes, e incluso afectan la actividad de algunas enzimas (Basilio y Galba, 2012). Su bioactividad está relacionada con la presencia de grupos nitrogenados en su estructura, tienen un efecto físico, químico y biológico sobre el suelo, e influyen en la movilidad de pesticidas y contaminantes (Reyes *et al.*, 2017; Canellas y Olivares, 2014). Las sustancias húmicas se han usado en la agricultura convencional, biológica e hidroponía, y su aplicación puede ser directa al suelo o vía foliar, y sus efectos benéficos son bien conocidos (Moreno *et al.*, 2014). Al respecto, Reyes *et al.* (2017), encontró que los ácidos húmicos (AH) aplicado a plantas de zanahoria estimuló el incremento de la biomasa aérea y radicular, propiedades atribuibles a los elementos nutritivos y efecto bioestimulante de las sustancias húmicas. Las plantas de maíz, al ser tratadas con AH, experimentan un incremento significativo en la longitud y formación de raíces secundarias, así como mayor actividad de la enzima ATPasa de la membrana celular, conforme se le aumenta la concentración de AH (Sivananthi *et al.*, 2014).

La aplicación de las SH para la fertilización de suelos es de interés para la agricultura. Al fertilizar un suelo Chernozem para cultivo de trigo, Bezuglova *et al.* (2017), registró un

incremento de hasta en el rendimiento de trigo tratado con estos compuestos, esta producción se asocia con el contenido de sustancias fisiológicamente activas, a la disponibilidad del fósforo en el suelo, y al aumento de la diversidad y actividad de los microorganismos. La protección de los cultivos contra condiciones ambientales estresantes es otra aplicación que tienen las SH, al respecto, se ha evaluado el efecto de este compuesto en el cultivo de arroz contra estrés hídrico inducido, en el que las plantas tratadas con las SH, el estrés hídrico no afectó la permeabilidad de la membrana de las raíces, así como la producción de biomasa y el contenido de clorofila (Guridi *et al.* (2017).

La salinidad, es otro factor de estrés para muchas plantas. La aplicación de las SH puede actuar como atenuante sobre el efecto de este parámetro (Reyes-Pérez *et al.*, 2014), estos autores observaron en el cultivo de albahaca un mayor porcentaje y tasa de emergencia, incremento en la biomasa aérea y radicular, por lo que sostienen que las SH actúan como activador fisiológico, facilitando la absorción de nutrientes y atenuando el estrés salino. Torres *et al.* (2016), al respecto encontró que las SH aplicada en plántulas de tomate bajo condiciones de estrés salino, favorecen el crecimiento, al incrementar la permeabilidad de la membrana celular en las plántulas, inhiben la solubilización de almidones y carbohidratos en la radícula.

V.6. Actividad bioquímica en el vermicompostaje.

En todo proceso bioquímico, las enzimas son responsables de la mayoría de las actividades que tienen lugar en un sistema biológico, el suelo, compostaje y vermicompostaje. Las enzimas pueden ser extracelulares o intracelulares, o bien están adsorbidas en la materia orgánica y en el sistema coloidal, lo cual sugiere que el suelo u otro sistema puede actuar como un reservorio temporal, lo que indica que la actividad enzimática podría no estar ligada necesariamente con la actividad microbiana (Henríquez *et al.*, 2014).

Una forma de evaluar la actividad enzimática es a través de su especificidad (Atlas y Bartha, 2001). Es de interés en el vermicompostaje conocer el progreso de una actividad enzimática, porque permite manejar los procesos bioquímicos que ocurren en la transformación del residuo orgánico (Quintero-Lizaola *et al.*, 2005). Las actividades

enzimáticas que han cobrado mayor interés son las de tipo hidrolasas, fosfatasa, ureasa, proteasas, y arilsulfatasa (García *et al.*, 2003). Unas de las pruebas consideradas como generales por su importancia en el sistema donde participan, es la cuantificación de la deshidrogenasa y catalasa, especialmente en el vermicompostaje (Acosta y Paolini, 2005).

Durante el vermicompostaje existe un aumento de la actividad enzimática en los primeros periodos del proceso, seguida de una disminución a medida que progresa la transformación del material orgánico, terminado el proceso bioquímico la actividad enzimática se reduce significativamente debido al agotamiento de los materiales degradable (Vargas-Machuca, 2010). Al llevarse a cabo el vermicompostaje, las lombrices estimulan la actividad de la mayoría de las enzimas, y es significativamente mayor cuando el material orgánico se reduce en tamaño, hay la presencia de lombrices, y el tiempo de proceso es el indicado. El comprender esta dinámica permite controlar el proceso de transformación de manera sostenible de diferentes residuos (Quintero, 2014).

Al actuar la vermicomposta como un reservorio temporal de enzimas (Henríquez *et al.*, 2014), su aplicación como abono en el suelo favorece la actividad enzimática al menos durante los primeros 60 días, posteriormente la actividad disminuye, a consecuencia del agotamiento de los materiales degradables (Contreras *et al.*, 2013). También la presencia de lombrices en el suelo o en el material orgánico, favorece la actividad de las enzimas del tipo celulasa, avicelasa, β -glucosidasa, acetil esterasa, o manganeso peroxidasa, esto permite que el contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina en el vermicompostaje se reduzca significativamente. Además, las lombrices estimulan la reproducción microbiana que es una de las razones detrás de la actividad de las enzimas durante el vermicompostaje (Yuxiang *et al.*, 2015).

V.7. Microorganismos en el proceso de vermicompostaje.

Existe en la literatura especializada, métodos que permiten estimar la distribución y funcionalidad de las poblaciones microbianas implicadas en los procesos de vermicompostaje, importante conocer para entender y optimizar el proceso. Aún con los avances en el conocimiento de la microbiología, la comprensión sobre la biodiversidad

microbiana, su dinámica y funcionalidad es muy escasa, y los resultados obtenidos muchas veces son contradictorios (Moreno *et al.*, 2014; Vargas-Machuca, 2010).

En cualquier proceso de degradación de la materia orgánica, la importancia de los microorganismos se centra en la biodiversidad y la actividad que realizan (Madigan *et al.*, 2009). En este sentido, para conocer la estructura poblacional microbiana en el vermicompostaje se emplean técnicas que van de los cultivos tradicionales, hasta marcadores moleculares.

V.7.1. Métodos de cultivos convencionales de microorganismos en el vermicompostaje.

El método clásico de estudio de los microorganismos se basa en el cultivo de células viables en medios de cultivo adecuados, para detectar aquellos que se encuentran en una proporción significativa (Atlas y Bartha, 2001). Posteriormente para determinar los grupos específicos se emplean medios selectivos o diferenciales (Madigan *et al.*, 2009). Estos métodos se han utilizados ampliamente para el estudio de microorganismos en diferentes áreas de interés. Sin embargo, a pesar de proporcionar información relevante sobre la abundancia de los microorganismos, estos métodos pueden subestimar la verdadera densidad de la población microbiana, debido a que muchos de ellos no crecen en medios de cultivos convencionales, logrando solo enumerar del 1 hasta el 10% como máximo, el resto tienen un estado fisiológico difícil de cultivar (Campbell, 2001; Madsen, 1998; Alexander, 1980).

A pesar de las limitaciones de los métodos clásicos, se han empleado por su fácil acceso y su costo relativamente bajo. Al respecto Durán y Henríquez (2007), lo utilizó para estimar la abundancia de microorganismos en el vermicompostaje de residuos orgánicos, agrupándolos en las categorías taxonómicas de bacterias, actinomicetes y hongos. Raphael y Velmourougane (2011), empleando métodos tradicionales para conocer las poblaciones microbianas durante el vermicompostaje con *Eudrilus eugeniae* y *Perionyx ceylanesis* de la pulpa de café, encontraron poblaciones microbianas significativamente mayores en presencia de las lombrices, donde las bacterias, hongos y levaduras fueron superiores. Este método también fue empleado por Polo *et al.* (2012), para el recuento de bacterias y actinomicetos de la vermicomposta de estiércol de caballo y otros residuos

vegetales, microorganismos importantes en la nitrificación y amonificación. Quintero (2014), por su parte, lo utilizó para la identificación de bacterias, actinomicetos y hongos en presencia de *Eisenia andrei*, durante el vermicompostaje de paja de avena.

La sencillez de los métodos tradicionales a pesar de sus limitaciones ha permitido su uso en la caracterización microbiana del vermicompostaje. Con el desarrollo de nuevas técnicas, como los marcadores moleculares basadas en patrones de ácidos grasos, quinonas y ácidos nucleicos (metagenóma), se han abierto nuevas fronteras en el conocimiento de las poblaciones microbianas sin la necesidad de cultivarlos (Cortés-López *et al.*, 2020; Moreno *et al.*, 2014; Liu *et al.*, 2012).

V.7.2. Estudios de comunidades microbianas con marcadores moleculares.

Las técnicas de análisis basadas en marcadores moleculares son de gran utilidad, estos procedimientos proporcionan información valiosa sobre la estructura y diversidad de las comunidades microbianas, lo que permite establecer comparaciones del inicio y final vermicompostaje (Vargas-Machuca, 2010). La Fig. 1 muestran las principales técnicas disponibles para analizar la estructura y diversidad microbianas durante la estabilización de residuos orgánicos (Moreno *et al.*, 2014).

Específicamente, el uso de patrones de ADN como mecanismo de análisis son fragmentos de secuencia de ADN asociados al genoma usados para identificar una secuencia de ADN particular. Con el avance en genética y clasificación bacteriana, los marcadores moleculares son una herramienta importante para identificar especies microbianas activas, aletargadas o esporuladas. La información proporcionada por este análisis la coloca como una de las técnicas más utilizada (Moreno *et al.*, 2014; Weilong *et al.*, 2012).

La técnica de análisis molecular requiere de la extracción del material genético de la muestra, que posteriormente se amplifica utilizando la técnica de reacción en cadena de la polimerasa (PCR), este procedimiento permite obtener un número elevado de amplicones de un fragmento de ADN específico (Serrato *et al.*, 2014; Vivas *et al.*, 2009).

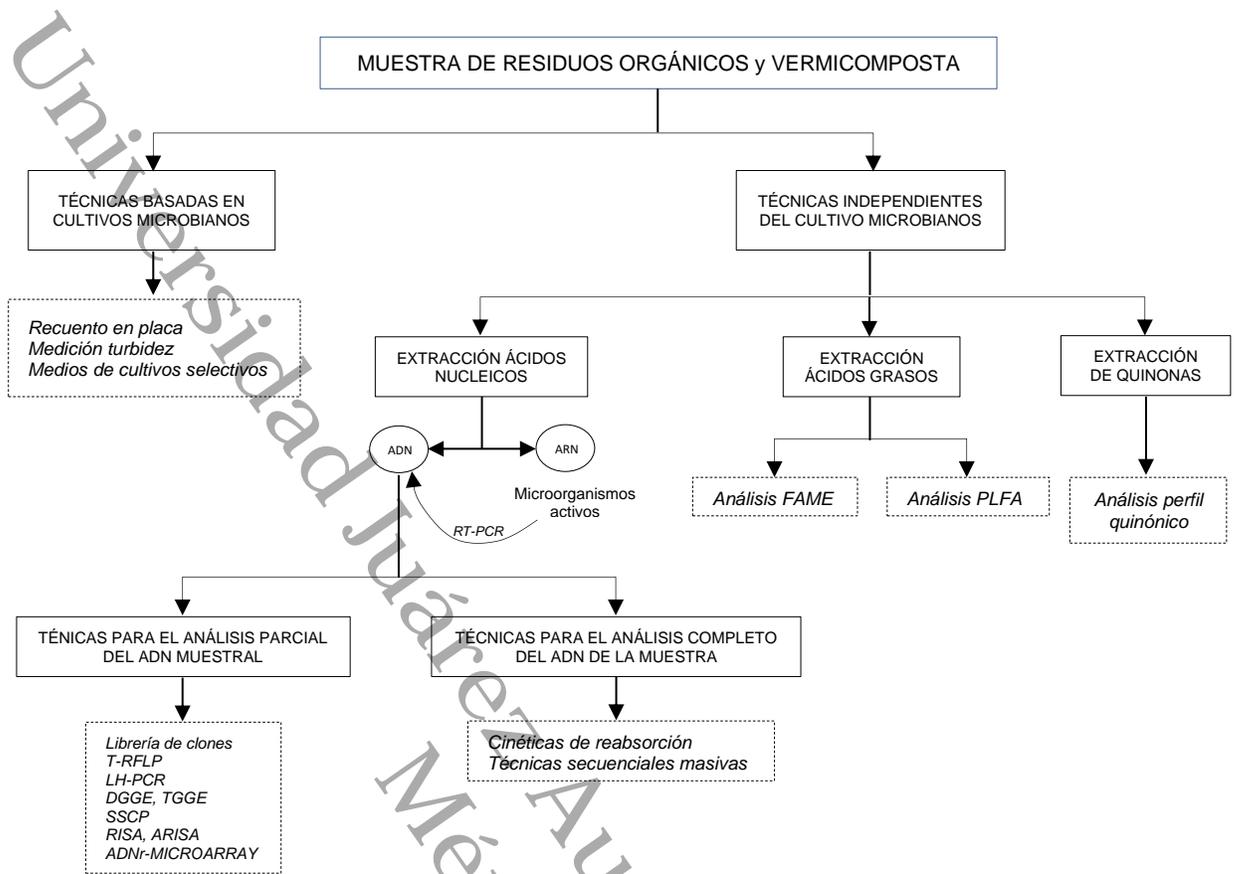


Figura 1. Técnicas empleadas en el estudio de la estructura y diversidad microbiana en el vermicompostaje (Tomado de Moreno *et al.*, 2014).

Las ventajas de estas técnicas sobre los métodos convencionales, es que brindan más información de los microorganismos presentes en las muestras. Estas técnicas pueden analizar la totalidad del ADN o ARN de la muestra, usando genes específicos, como el gen ARNr 16S presente en procariontes y el gen ARNr 18S en eucariotas (Moreno *et al.*, 2014). El análisis comparativo de sus secuencias se puede aplicar para conocer relaciones entre organismos, debido a que presentan secuencias conservadas intercaladas con regiones más variables (Head *et al.*, 1998). En la actualidad el estudio de las comunidades microbianas no requiere el aislamiento de los microorganismos para cuantificarlos o identificarlos, en su lugar se recurre a estas técnicas para medir la biodiversidad. La literatura especializada reporta un número significativo de técnicas moleculares, sensibles y selectivas para la detección, enumeración e identificación de microorganismos en diferentes muestras ambientales (Palomino-Camargo y González-Muñoz, 2014).

Las principales técnicas empleadas en este tipo de análisis microbiano en suelos y vermicompostaje son: el polimorfismo de la longitud del fragmento de restricción terminal (T-RFLP), heterogeneidad en la longitud de genes amplificados por PCR (LH-PCR), electroforesis en gel con gradiente desnaturizante (DGGE), electroforesis en gel con gradiente térmico (TGGE), polimorfismo de conformación de cadena única (SSCP) o análisis del espacio intergénico ribosomal (RISA) (GRF, 2018; Cornejo *et al.*, 2014; Prakash *et al.*, 2014; Acebo-González y Hernández-García, 2012; Vinueza-Burgos, 2009; Mülhardt y Beese, 2007; Jing-Chun *et al.*, 2006). Estas técnicas son rápidas y fiables para conocer con precisión las poblaciones bacterianas y sus huellas genéticas en el medio ambiente.

La PCR es una técnica utilizada en biología molecular, es específica, rápida, sensible, y versátil para detectar cantidades ínfimas de un cierto ADN específico, aumenta su especificidad cuando se usan iniciadores para secuencias específicas (Sañudo *et al.*, 2010; Rodríguez y Barrera, 2004). Esta técnica puede detectar ADN de poco menos de 100 células por 100 gramos de muestra y permite la estimación de microorganismos específicos en muestras del medio ambiente (Torres y Baca, 1995).

Una de las técnicas mayormente utilizada para investigar las comunidades microbianas asociadas al vermicompostaje es la PCR-DGGE. Esta técnica ha revolucionado el conocimiento sobre la ecología microbiana en los procesos de degradación de compuestos orgánicos de muestras ambientales. Permite monitorear la abundancia de bacterias y hongos sin recurrir a los medios de cultivo (Castillo *et al.*, 2013). Huang *et al.* (2012) usando esta técnica, encontraron taxones de bacterias y de hongos dominantes específicos durante el proceso de vermicompostaje de residuos vegetales. Esta técnica también ha sido empleada para la identificación de clones bacterianos en los intestinos de lombrices de tierra, identificando tanto bacterias dominantes, como bacterias no cultivables. De acuerdo con estos resultados la PCR-DGGE facilita la identificación de microorganismos sobre la base de las diferencias en la secuencia en su rDNA 16S, para identificar microorganismos no cultivables (Hong *et al.*, 2011).

La cuantificación por PCR en tiempo real (qPCR-DGGE), es otra técnica que se ha convertido en una herramienta valiosa para la cuantificación de organismos indígenas en

muestras a partir de extractos de ADN ambiental. Este método es poderoso, preciso e independiente del cultivo, y se ha utilizado con éxito en el análisis de poblaciones de bacterias y hongos durante vermicompostaje de residuos de frutas y verduras, detectando bacterias y hongos pertenecientes a diversos taxones (Huang *et al.*, 2014).

V.8. Los fertilizantes sintéticos en la agricultura.

De acuerdo con las proyecciones del Banco Mundial, la población humana aumentará de seis mil millones de personas en 1999 a siete mil millones en 2020. Las necesidades que cubrir con tal aumento de la población serán vivienda, vestido y sobre todo alimentación, que tendrán que provenir de los campos ya cultivados (FAO, 2002). Como se ha mencionado en párrafos anteriores, la industria agroalimentaria debe satisfacer la creciente demanda de alimentos y servicios. A partir de los años cincuenta con la llamada revolución verde, la producción de alimentos ha estado basada en el uso continuo de grandes cantidades de fertilizantes químicos. En la mayoría de los casos, su uso se ha dado de manera deliberada, con la intención de incrementar la producción de los cultivos, lo que favorece la contaminación de los ecosistemas.

El modelo tecnificado de producción agrícola ha fomentado el uso de fertilizantes durante los últimos 40 años, cambiando radicalmente las prácticas agrícolas, por lo que el consumo de fertilizantes en el mundo ha cambiado de forma dramática. Los fertilizantes químicos suministran los nutrientes para las plantas o mejoran la fertilidad del suelo que han sido sobreexplotados, se considera que los fertilizantes sintéticos son el medio más rápido y eficiente para incrementar el rendimiento de los cultivos (SAGARPA, 2015; Salgado *et al.*, 2006; León, 2004; FAO, 2002).

En México, la producción de fertilizantes en el 2018 fue de un millón 889 mil 387 toneladas, en tanto que el consumo a nivel nacional fue de 5.4 millones de toneladas (SIAP, 2019), que de acuerdo con García-Salazar *et al.* (2018), se fertilizó una superficie aproximada de 14'490,000 ha. En algunas zonas agrícolas de importancia económica los fertilizantes químicos son parte esencial para el sistema de producción. Sin embargo, el uso indiscriminado de este insumo ha provocado problemas de contaminación de los ecosistemas (Peña-Cabriales *et al.*, 2001).

V.9. Impacto de los fertilizantes sintéticos en la salud.

El uso excesivo de fertilizantes químicos en la agricultura conduce a una serie de problemas ambientales, estos contienen metales pesados, radionúcleos, y compuestos nitrogenados que se acumulan en las plantas cultivadas, especialmente las hortalizas (Savci, 2012). Investigaciones recientes indican que el uso de fertilizantes químicos sintéticos conduce a la síntesis imperfecta de proteínas en las hojas, generando malas cosechas, y condiciones patológicas en los seres humanos y los animales alimentados con comida deficiente (Kumari *et al.*, 2014).

La acumulación excesiva de agroquímicos en las aguas superficiales plantea problemas ambientales y de salud como la eutrofización, esto la hace no apta para el consumo humano, para fines de recreación, uso industrial, etc. (Smith *et al.*, 1993).

La acumulación en exceso de nitrógeno en el agua puede causar problemas de salud, la presencia de amidas en alimentos puede generar cáncer en los seres humanos; niveles altos de aluminio conduce a defectos de nacimiento, Alzheimer y enfermedades óseas; la toxicidad por calcio afecta el crecimiento, retraso cognitivo, daños al riñón, al sistema nervioso e inmunológico; el cobalto causa daño pulmonar y; el boro puede provocar irritación en nariz, garganta y bajos recuentos de espermatozoides. La exposición a agroquímicos altera la espermatogénesis y es un factor importante en estudios de infertilidad masculina (Kumari *et al.*, 2014; Paparella *et al.*, 2011).

V.10. Impacto ambiental de los fertilizantes sintéticos.

En el suelo los efectos de los fertilizantes químicos no son inmediatamente obvio, debido a que estos tienen un fuerte poder de amortiguamiento. La contaminación y el deterioro se hace evidente con el tiempo, con el desbalance en los elementos, además, las sustancias tóxicas se acumulan dentro de los frutos provocando efectos negativos en los seres humanos y animales. Una propiedad importante del suelo para la productividad agrícola es su estructura, los fertilizantes químicos deterioran la estructura haciendo difícil la obtención de productos de alta calidad. Particularmente altos niveles de sodio y potasio proveniente los fertilizantes tienen un impacto negativo en el pH del suelo, ya que deterioran la estructura del suelo e incrementan la acidez (Savci, 2012).

Los metales pesados contenidos en los fertilizantes químicos pueden causar graves problemas en el agua y el suelo, al ingresar a estos sistemas genera una preocupación, ya que estos recursos son el primer eslabón crítico en la cadena alimentaria (Boudaghi *et al.*, 2014). Estos elementos no solo contaminan el ambiente, se bioacumulan en la cadena trófica al pasar a los tejidos de plantas y animales ocasionando serios peligros para la salud. Los metales pesados y metaloides son incorporados al suelo mediante aplicaciones de fertilizantes y agroquímicos, y de ahí pasan a la cadena alimenticia (López *et al.*, 2015).

Algunos iones como el mercurio, cadmio o la plata forman complejos tóxicos inespecíficos en la célula, lo que produce efectos tóxicos para cualquier función biológica, o pueden formar iones organometálicos liposolubles capaces de penetrar membranas y acumularse en las células (Volke *et al.*, 2005). Benson *et al.* (2014), analizaron la presencia de metales pesados en fertilizantes comerciales en Nigeria y encontraron que el Zinc, Níquel y Plomo estaban presente en concentraciones relativamente altas en muestras de urea, mientras que la concentración de Cobre, Vanadio y Zinc se encontraron en altas concentraciones en el fertilizante superfosfato. Estos metales pesados pueden representar una amenaza para la salud humana y la sostenibilidad de las prácticas agrícolas.

También los fertilizantes sintéticos ejercen un efecto negativo en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Los fertilizantes nitrogenados que no son absorbidos por la planta quedan en el suelo, lo que modifica su estructura, y comunidad microbiana, esto provoca una reducción de la fertilidad, y contamina las aguas subterráneas por lixiviación, también el nitrógeno al transformarse en nitratos produce eutrofización en los sistemas acuáticos superficiales (López *et al.*, 2015).

Haynes y Naidu (1998), mencionan que la aplicación de nitrógeno inorgánico en exceso puede influir en las propiedades estructurales del suelo, provocando cambios en el crecimiento de las raíces de los cultivos, la composición y actividad de las comunidades microbianas, y del contenido de COT en el suelo, la presencia en niveles altos de nitrógeno afecta la salud de las raíces de las plantas, y de los hongos que promueven la formación de agregados, el tamaño de éstos y su estabilidad (Nadelhoffer, 2000; Abiven

et al., 2007). En relación con esto, Young *et al.* (2011), encontraron que la aplicación de N a tasas altas resulta en una disminución de la biomasa y de la longitud del sistema radicular en *Panicum virgatum*, además las propiedades estructurales de suelos se afectan severamente.

Otro efecto negativo de los fertilizantes sintéticos es en la calidad del aire. Cuando los fertilizantes sintéticos se aplican de forma inadecuada, causa pérdidas significativas en las cosechas. Su aplicación en exceso provoca la contaminación del aire por emisiones de óxidos de nitrógeno (NO, N₂O, NO₂), gases que contribuyen al efecto invernadero. Los fertilizantes sintéticos a base de urea pueden dar lugar a la emisión de amoníaco en forma de vapor que, al oxidarse y convertirse en ácido nítrico, generan lluvia ácida después de las transformaciones químicas, esta lluvia ácida puede dañar la vegetación, a los organismos que viven en lagos y embalses (Savci, 2012).

V.11. Valorización de la vermicomposta de residuos orgánicos.

La valorización en el ámbito agrícola puede entenderse como el aprovechamiento y conversión de los residuos orgánicos de todo tipo mediante un proceso biotecnológico, para generar un producto de mayor valor agregado (Su y Ta, 2016), idealmente, sin poner en riesgo las condiciones ambientales y la salud humana por los métodos utilizados. La valorización aplicada a este tipo de residuo debe generar beneficios ambientales al transformar estos materiales que de otra manera alterarían el equilibrio ecológico si no son tratados eficientemente, además se puede aprovechar la materia orgánica estabilizada, así como los nutrientes contenidos en ella (Stoffella y Kahn, 2005).

Los beneficios de la aplicación de la vermicomposta en el suelo, se ve reflejado en el mejoramiento de las propiedades físicas, químicas y biológicas, que contribuye a un mejor desarrollo de las plantas al incrementar la capacidad de intercambio y disponibilidad de nutrientes por su lenta liberación, la retención de agua por el suelo, regulación del pH, y el aumento en la actividad microbiana (Ceja *et al.*, 2014). Estos beneficios pueden adecuarse a los principios del desarrollo sostenible, ya que es una opción económica y sustentable para el aprovechamiento de residuos orgánicos (Belmeskine *et al.*, 2020). El uso eficiente del material residual orgánico contribuye a la

conservación y manejo del recurso suelo, además de ser una de las mejores opciones para reducir la introducción de fertilizantes químicos nocivos para el suelo (Medina-Salas *et al.*, 2020).

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

VI. OBJETIVOS.

VI.1. Objetivo general.

Evaluar el proceso de vermicompostaje con *Eisenia foetida* de los residuos no convencionales agrícolas de bagazo de caña, cáscara de cacao y cáscara de piña, analizando parámetros físicos y químicos en la vermicomposta.

VI.2. Objetivos específicos.

VI.2.1. Caracterizar física y química el pre-compostaje del bagazo de caña, cáscara de cacao y cáscara de piña, para generar condiciones adecuadas para la sobrevivencia de las lombrices en el vermicompostaje.

VI.2.2. Determinar las propiedades físicas y químicas de las vermicompostas obtenidas a partir de bagazo de caña, cáscara de cacao y cáscara de piña, bajo vermicompostaje, con diversas tallas de lombrices de tierra de *E. foetida*, evaluando propiedades físicas y químicas.

VII. HIPÓTESIS.

- VII.1. Las vermicompostas generadas a partir del bagazo de caña (BC), cáscara de cacao (CC) y cáscara de piña (CP), obtenidos mediante la actividad conjunta de microorganismos y lombrices de tierra *E. foetida*, se verá reflejado en las propiedades físicas y químicas del producto estabilizado, para su uso potencial como abono orgánico en sistemas agrícolas.
- VII.2 La madurez y humificación de los residuos no convencionales BC, CC y CP, está relacionado con el grado de oxidación, condensación y aromaticidad, durante la actividad bioquímica en el vermicompostaje.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

VIII. MATERIALES Y MÉTODOS.

Para la producción de las vermicompostas, los residuos orgánicos agroindustriales bagazo de caña, cáscara de cacao y cáscara de piña se prepararon y procesaron en la planta piloto de Tratamiento Atmosférico y de Residuos Sólidos, y en el Centro de Acopio y Tratamiento de Residuos, de la División Académica de Ciencias Biológicas, de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, ubicada en el km 0.5 de la carretera Villahermosa-Cárdenas.

VIII.1. Colecta y procesamiento de los residuos orgánicos para vermicompostaje.

Los residuos orgánicos no convencionales utilizados fueron el bagazo de caña (BC) (*Saccharum officinarum*) suministrado por el Ingenio Azucarero “presidente Benito Juárez”, ubicado en el Poblado C-27, Plan Chontalpa, Cárdenas, Tabasco; la cáscara de cacao (CC) (*Theobroma cacao*), fue obtenida en una Hacienda cacaotera, ubicada en el Ejido El Carmen, Ra, Iquiuapa 1a sección, Jalpa de Méndez, Tabasco, y la cáscara de piña (CP) (*Ananas comosus* var. Cayena) suministrada por la empresa FrexPort, ubicada en Juventud S/N, esquina camino a San Manuel, Huimanguillo, Tabasco. El procesamiento previo de los residuos orgánicos consistió en secado al aire y molienda para la cual se utilizó un molino estacionario Thomas Wiley Modelo 4, con tamiz de 2 mm. A partir de estos residuos procesados se llevó a cabo el pre-compostaje y vermicompostaje.

VIII.2. Pre-compostaje.

Los residuos orgánicos para esta investigación por ser considerados como no convencionales fueron sometidos a un acondicionamiento previo. La CP se sometió a un pre-compostaje de 20 días, la CC a tres meses y el BC a cuatro meses de pre-tratamiento.

El tiempo de pre-compostaje relativamente corto para la CP, se debió a que es un residuo de fácil degradación, su composición química incluye un alto contenido de azúcares fermentables por microorganismos, lo que facilita su descomposición (López-Arboleda *et al.*, 2010). Para este residuo se mantuvo controlada la humedad, se estabilizó el pH ácido a condiciones cercanas a la neutralidad. Para el caso de los restantes residuos, debido a

su contenido de material lignocelulósico, especialmente en el BC se requirió de un tiempo más prolongado debido a la alta relación C/N que hace su degradación más lenta.

La finalidad del pre-acondicionamiento es conseguir las condiciones adecuadas para la sobrevivencia de las lombrices, para después llevar a cabo el proceso de vermicompostaje, estas condiciones incluyen estabilización del pH, reducción de componentes tóxicos como amonio, sales y taninos en los residuos, durante esta etapa se desarrollan microorganismos parte de los cuales integran la dieta de las lombrices (Acosta-Durán *et al.*, 2013), ya que la capacidad de las lombrices de tierra para digerir material orgánico es muy limitada (Doube y Brown, 1998).

VIII.3. Lombrices para el vermicompostaje.

Para el vermicompostaje se utilizó la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*), obtenida de la empresa HUMECOL SA de CV, ubicada en el Rancho Laguna del Fresno, Maraviato, Michoacán, México.

VIII.4. Diseño experimental.

Para evaluar el proceso de vermicompostaje de los residuos no convencionales, se utilizó un diseño experimental completo aleatorizado con arreglo factorial con tres factores (5x3x3), con tres repeticiones. Los factores involucrados fueron; A) talla de lombriz de tierra (sin lombriz, juvenil, preadulta, adulta y mezcla de estadios); B) tipo de residuo orgánico (cáscara de piña, cáscara de cacao y bagazo de caña); y C) tiempo en días (30, 60 y 90) (Cuadro 1). Este diseño generó 45 tratamientos y un total de 135 unidades experimentales (UE). Los tratamientos se asignaron de manera aleatoria a cada una de las UE. Los tratamientos del grupo control consistieron en agregar a cuñeros el respectivo residuo orgánico sin lombrices de tierra, la finalidad de los controles fue evaluar el efecto de los microorganismos solamente en los residuos orgánicos.

Cuadro 1. Combinaciones de niveles de los factores para el ensayo.

| | BC | | | CC | | | CP | | |
|-----|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | 30 | 60 | 90 | 30 | 60 | 90 | 30 | 60 | 90 |
| SL | SLBC30 | SLBC60 | SLBC90 | SLCC30 | SLCC60 | SLCC90 | SLCP30 | SLCP60 | SLCP90 |
| JUV | JUVBC30 | JUVBC60 | JUVBC90 | JUVCC30 | JUVCC60 | JUVCC90 | JUVCP30 | JUVCP60 | JUVCP90 |
| PA | PABC30 | PABC60 | PABC90 | PACC30 | PACC60 | PACC90 | PACP30 | PACP60 | PACP90 |
| AD | ADBC30 | ADBC60 | ADBC90 | ADCC30 | ADCC60 | ADCC90 | ADCP30 | ADCP60 | ADCP90 |
| MEZ | MEZBC30 | MEZBC60 | MEZBC90 | MEZCC30 | MEZCC60 | MEZCC90 | MEZCP30 | MEZCP60 | MEZCP90 |

CP: Cáscara de piña, CC: Cáscara de cacao, BC: Bagazo de caña.

SL: Sin lombriz (control negativo), JV: Juvenil, PA: Preadulto, AD: Adulto, ML: Mezcla de tallas.

Cada unidad experimental consistió en cuneros de concreto de 49x25.5x43 cm de largo, ancho y alto respectivamente, con piso de cemento sin sistema de drenaje. A cada cunero (UE) le fue agregado en promedio 2.5 kg de residuo en base húmeda e inoculado con 10 g de biomasa de lombrices (juveniles, pre-adultas, adultas y mezcla de ellas) (Kui *et al.*, 2014). El experimento de vermicompostaje tuvo una duración de 13 semanas, manteniendo una humedad entre 70 y 80 % de capacidad de campo, los cuneros fueron protegidos con malla mosquitero para mantener condiciones de oscuridad para las actividades de las lombrices.

VIII.5. Muestreos del proceso de vermicompostaje.

Para evaluar los cambios en los principales parámetros físicos, químicos y biológicos del vermicompostaje, se tomaron muestras en los tiempos 30, 60 y 90 días del proceso para llevar a cabo los análisis en laboratorio. Durante esta actividad las muestras fueron tomadas al azar de los cuneros en los tiempos indicados, cuidando que las lombrices presentes fueran retiradas y devueltas a sus respectivos cuneros. Las muestras obtenidas fueron trasladadas a la planta piloto de Tratamiento Atmosférico y de Residuos Sólidos para llevar a cabo las pruebas analíticas establecidas.

VIII.6. Monitoreo de parámetros físicos y químicos durante el pre-compostaje y vermicompostaje.

VIII.6.1. Pre-compostaje.

VIII.6.1.1. Propiedades físicas.

VIII.5.1.1.1. Humedad.

La humedad en un sustrato es la cantidad de agua que contiene indicada en porcentaje. Esta se determina comúnmente por métodos gravimétricos, la muestra húmeda se pesa, se seca en estufa hasta peso constante. La diferencia en masa antes y después del secado, es el contenido de agua en la muestra (Berndt-Michael, 2005).

La determinación de la humedad se realizó de acuerdo con las recomendaciones de la NMX-FF-109-SCFI-2008 (DOF, 2008). La muestra fue secada en estufa a $70\pm 5^{\circ}\text{C}$ por 24 horas, hasta peso constante. Este método se fundamenta en cuantificar la masa de agua expresada en gramos que contiene la muestra. Para la cuantificación del porcentaje de humedad se aplicó la ecuación 1:

$$H_{\%} = \frac{(PB + PHHL) - (PB + PSHL)}{(PB + PHHL) - PB} * 100 \quad \text{Ec. 1}$$

Donde:

$H_{\%}$: Es el contenido de humedad gravimétrica expresado en porcentaje (%).

PB : Es el peso del bote con tapa (g).

$PHHL$: Es el peso húmedo de la muestra (g).

$PB + PHHL$: Es el peso del bote más peso húmedo de la muestra (g).

$PB + PSHL$: Es el peso del bote más peso seco de la muestra (g).

VIII.5.1.1.2. Temperatura.

Para el monitoreo de la temperatura durante el pre-compostaje se realizó con un termómetro digital (Marca Control Company).

VIII.6.1.2. Propiedades químicas.

VIII.6.1.2.1. Potencial de hidrógeno (pH).

El registro del pH durante el pre-compostaje se realizó con un potenciómetro (HANNA pH 211) previamente calibrado, la determinación se llevó a cabo de acuerdo con las indicaciones de la NMX-FF-109-SCFI-2008 (DOF, 2008).

VIII.6.1.2.2. Carbono orgánico total (COT).

El COT se determinó por calcinación siguiendo las recomendaciones de la NMX-FF-109-SCFI-2008 (DOF, 2008).

VIII.6.1.2.3. Nitrógeno total (NT) y relación carbono-nitrógeno (C/N).

La determinación del NT se realizó por el método de Bremner (1965), prueba que se basa en la digestión de la muestra por calentamiento en presencia ácida para convertir el nitrógeno orgánico en inorgánico, luego el amonio en el digestado es cuantificado por titulación, después de la destilación. La relación carbono-nitrógeno (C/N) se determinó como el cociente de los datos obtenido del COT y NT.

VIII.6.2. Vermicompostaje.

VIII.6.2.1. Propiedades físicas.

VIII.6.2.1.1. Humedad.

Se determinó como se indica en el apartado VIII.5.1.1.1.

VIII.6.2.1.2. Temperatura.

Se determinó como se indica en el apartado VIII.5.1.1.2.

VIII.6.2.1.3. Densidad aparente (D_a), densidad real (D_r) y porosidad total (P_t).

Se considera a la D_a , como es la relación entre el peso de un sustrato seco en la estufa y el volumen ocupado por el peso de ese sustrato, en la prueba el peso corresponde al sólido después de eliminar el agua a 105 °C, el volumen registrado en la prueba incluye la parte sólida más el volumen de los espacios porosos de la muestra (Rodríguez y Rodríguez, 2002). La determinación de la D_a se realizó a partir del peso de la vermicomposta seca y el volumen ocupado por ella (ecuación 2), en un cilindro de volumen conocido, la medición de este parámetro se realizó siguiendo las indicaciones de la NMX-FF-109-SCFI-2008 (DOF, 2008).

$$D_a = \frac{P}{V} \quad \text{Ec. 2}$$

Dónde.

D_a = Densidad aparente en g mL^{-1} .

P = Peso de la vermicomposta seca en g.

V = Volumen ocupado en mL por la vermicomposta

La D_r o densidad de partícula para las vermicompostas se estimó indirectamente considerando el contenido de materia orgánica, y de cenizas determinada por calcinación a 550°C, de acuerdo con la ecuación 3:

$$D_{r(g.mL^{-1})} = \frac{100}{\frac{\%MO}{1.550} + \frac{\%Cen}{2.650}} \quad \text{Ec. 3}$$

Dónde

$\%MO$ = porcentaje de materia orgánica.

$\%Cen$ = porcentaje de cenizas.

1.550 g.mL^{-1} = es la densidad media de la materia orgánica.

2.650 g.mL^{-1} = es la densidad de las cenizas.

La P_t se refiere a la porción de volumen que no ha sido ocupado por la fase sólida orgánica o inorgánica, aunque también se puede entender como la fracción del sustrato ocupado la fase gaseosa o líquida (Ansorena, 2016; Rodríguez y Rodríguez, 2002). La P_t se calculó a partir de los valores de la densidad aparente y densidad real (ecuación 4).

$$Pt_{(\%)} = 100\left(1 - \frac{Da}{Dr}\right)$$

Ec. 4

VIII.6.2.2. Propiedades químicas.

VIII.6.2.2.1. Potencial de hidrógeno (pH).

El pH juega un papel importante en el suelo, valores fuera de lo normal puede afectar la disponibilidad de nutrientes para las plantas, ya que bajo ciertos valores de este parámetro los nutrientes son absorbidos por las plantas en forma iónica, para el caso del vermicompostaje el pH puede afectar las actividades de las lombrices, aun cuando presentan un amplio rango de tolerancia a este parámetro. La determinación del pH de las vermicompostas se realizó en una suspensión de muestra:agua, en proporción 1:5 (p/v). Para ello se resuspendieron 10 g de vermicomposta en 50 mL de agua destilada, la mezcla se agitó durante 30 minutos, después de este tiempo se registró el pH con un potenciómetro de mesa (HANNA pH 211) previamente calibrado, de acuerdo con las indicaciones de la NMX-FF-109-SCFI-2008 (DOF, 2008).

VIII.6.2.2.2. Materia orgánica (MO).

Durante el vermicompostaje una parte de los residuos orgánicos degradados se ve reflejado por la presencia de minerales y otra fracción se presenta con el incremento de la MO estabilizada que se incorpora al suelo (Moreno *et al.*, 2014). La fertilidad de un suelo es medida en base a su contenido de MO, ya que proporciona nutrientes importantes como nitrógeno, fósforo, etc., igualmente su presencia tiene que ver con la capacidad de retener los nutrientes, evitando la pérdida por lixiviación (Rodríguez y Rodríguez, 2002). La determinación del contenido en MO en la vermicomposta se llevó a cabo por calcinación, de acuerdo con las indicaciones de la NMX-FF-109-SCFI-2008 (DOF, 2008).

VIII.6.2.2.3. Carbono orgánico total (COT).

Al degradarse la MO se da también una reducción del COT, su disminución depende de varios factores. Este parámetro resulta importante para valorar la calidad de la vermicomposta, y se ha considerado para indicar que tan estabilizada esta la materia

orgánica, cuando se relaciona con el nitrógeno (Moreno *et al.*, 2014). Además, el COT está relacionado con la presencia y disponibilidad de los nutrientes, ejerce efecto sobre el pH y solubilidad de estos, la presencia de coloides en el suelo se debe a la asociación del COT a la MO, proporcionando un intercambio catiónico alto (Martínez *et al.*, 2008). El COT se determinó siguiendo las recomendaciones de la NMX-FF-109-SCFI-2008 (DOF, 2008).

VIII.6.2.2.4. Nitrógeno total (NT) y relación C/N.

El nitrógeno en la vermicomposta está relacionado con el tipo de residuo que lo origina. El nitrógeno como elemento es un nutriente importante para las plantas, por lo que el uso de vermicomposta como enmienda para suelos contribuye a este propósito (Moreno y Moral, 2008). La determinación del NT se realizó por el método de Bremner (1965), esta prueba se basa en la digestión de la muestra por calentamiento en presencia ácida para convertir el nitrógeno orgánico en inorgánico, luego el amonio en el digestado es cuantificado por titulación, después de la destilación. La relación carbono-nitrógeno (C/N) se determinó como el cociente de los datos obtenidos del COT y NT.

VIII.6.2.2.5. Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC).

Se entiende como CIC al total de los cationes intercambiables en la vermicomposta y se registra en meq 100 g⁻¹ de sustrato seco a 105°C. En el suelo el complejo arcillo-húmico por esta propiedad, adsorbe cationes en su superficie, que luego pueden ser intercambiados con otros de la solución del suelo, ya que no son estáticos. El método para determinar el CIC se basó en la saturación de la superficie de intercambio de la muestra con un catión índice (ion amonio), luego se realizó un lavado del exceso de saturante con alcohol, para el desplazamiento del catión índice se utilizó el cloruro de sodio, que fue determinado por destilación, tomando como referencia las recomendaciones de la NOM-021-RECNAT-2000 (DOF, 2000).

VIII.6.2.2.6. Conductividad eléctrica (CE).

La CE indica la capacidad de transmitir la corriente eléctrica por una solución, por lo que su medición indica la presencia de sales en el extracto de suelo o de la vermicomposta.

De acuerdo con Fernández *et al.* (2006), el método está basado en la teoría de la disociación electrolítica. El registro de este parámetro en las muestras de vermicompostas se hizo en una suspensión muestra:agua en una proporción 1:5 (p/v), para después medir la conductividad de acuerdo con las especificaciones del método AS-18 de la NOM-021-RECNAT-2000 (DOF, 2000). Para esto las lecturas se realizaron utilizando un conductímetro (CONDUCTRONIC, modelo CL35), después de su calibración y corrección de temperatura, los resultados se registraron en dS m^{-1} a 25°C .

VIII.6.2.2.7. Fósforo (P) y potasio (K).

El fósforo se determinó por el método de amarillo vanadato-molibdato (Rodríguez y Rodríguez, 2002), este método se basa en el desarrollo del color amarillo durante la reacción de la solución ácida de molibdato-vanadato y el fósforo de la muestra. El método es útil para el análisis del contenido de fósforo en muestras orgánicas, esta determinación se realizó por espectrofotometría, para el cual se utilizó un espectrofotómetro GENESYS UV-Vis, modelo 10S para las lecturas de absorbancia de las muestras a 470 nm.

Para la determinación del potasio (K_2O) en la vermicomposta, se utilizó el fotómetro multiparamétrico de sobremesa HANNA (modelo HI 83225 Grow Master). Para ello, se preparó el extracto de vermicomposta por el método de extracción rápida de potasio extractable en agua (0.1:50 p/v) de acuerdo con las recomendaciones de Álvarez-Sánchez y Marín-Campos (2011), a partir del extracto se hicieron las diluciones necesarias. Los valores se obtuvieron por lectura directa del contenido total de K_2O en mg l^{-1} siguiendo las indicaciones del fabricante.

VIII.6.2.2.8. Caracterización microbiana del vermicompostaje.

VIII.6.2.2.9. Cultivo de microorganismos en medio sólido.

La estimación del tamaño de las poblaciones microbianas para todos los tratamientos se llevó a cabo utilizando los métodos de cuenta viable en dilución seriada (Madigan, *et al.*, 2009; Raina *et al.*, 2000). La cuantificación se llevó a cabo a los 30, 60 y 90 días, las determinaciones se realizaron de acuerdo con las normas NOM-092-SSA1-1994 (DOF, 1994a), NOM-110-SSA1-1994 (DOF, 1994b) y NOM-111-SSA1-1994 (DOF, 1994c). Las determinaciones microbianas se realizaron a cada una de las réplicas del experimento.

Previo al aislamiento de los microorganismos de la vermicomposta, en condiciones estériles se prepararon diluciones, agregando 1 g de muestra a una botella de dilución con 99 mL de solución de agua peptonada (Fernández *et al.*, 2006), a partir de esta solución se realizaron diluciones 10^{-2} y 10^{-3} para hongos filamentosos, y 10^{-5} y 10^{-6} para bacterias. Para el cultivo en placa de los hongos se tomó 0.1 mL de la dilución preparadas para ser depositada en cajas de Petri con agar papa dextrosa (PDA) como medio de cultivo, más ácido tartárico al 10% como inhibidor de bacterias, una muestra de la dilución elegida se colocó en la superficie del medio de cultivo y distribuyó de manera uniforme utilizando un asa de Digrasky esterilizada a la flama, las cajas inoculadas se llevaron a incubación a una temperatura de $28\pm 2^{\circ}\text{C}$ durante cinco días. Posteriormente se realizaron los conteos de las unidades formadoras de colonia por gramo (UFC g^{-1}) de vermicomposta

Para el cultivo de bacterias en agar nutritivo (AN) como medio de cultivo, las inoculaciones se realizaron con las diluciones 10^{-5} y 10^{-6} previamente preparada. La incubación se llevó a cabo a $28\pm 2^{\circ}\text{C}$ durante 24-48 horas, para posteriormente hacer los conteos de las unidades formadoras de colonia por gramo (UFC g^{-1}) de vermicomposta.

VIII.6.2.2.10. Determinación de ácidos húmicos (AH) y ácidos fúlvicos (AF).

Durante el vermicompostaje la materia orgánica no degradada experimenta humificación, compuesta por sustancias de diversa complejidad, que experimentan polimerización y conforman el conocido humus. Estos compuestos forman polielectrolitos hidrofílicos, tienen una coloración que va del color marrón a negro, y son una mezcla de ácidos orgánicos alifáticos y aromáticos que no son solubles en agua bajo condiciones ácidas, pero si bajo condiciones alcalinas. Las sustancias húmicas son moléculas que pueden afectar las propiedades fisicoquímicas del suelo y los procesos fisiológicos de las plantas (Moreno *et al.*, 2014; Sivananthi y Arockia, 2014). En este trabajo, la determinación de las sustancias húmicas se realizó por precipitación mediante extractantes químicos de acuerdo con el método de Kononova y Belchikova, (1961). El carbono de la fracción húmica y fúlvica fue determinado por el método de combustión húmeda y colorimetría (Walinga *et al.*, 1992).

La caracterización química de los AH y AF de las vermicompostas se realizó mediante espectroscopía de infrarrojos de acuerdo con Palanivell *et al.*, (2013). Los espectros infrarrojos por transformada de Fourier (FTIR) se midieron en modo de transmitancia a partir de pastillas de KBr y AH-AF deshidratadas por liofilización. Una porción de 1.0 mg de cada muestra se molió con 100 mg de KBr, al que se le realizó un escaneo de 400 a 4000 cm^{-1} en un espectrofotómetro FTIR Jasco 4700, los picos fueron analizados mediante el software Essential FTIR v3.50.169 (Operant LLC).

VIII.7. Análisis estadístico.

Con la finalidad de contrastar los factores del diseño experimental, se aplicó un ANOVA factorial de medidas repetidas, considerando las relaciones entre-asignaciones (tiempos 30, 60 y 90 días y etapa de lombriz SL, JUV, PA, AD, MEZ), y dentro-asignaciones (tipos de sustrato BC, CC, CP), seguido de un contraste múltiple de medias de Fisher con el procedimiento de Diferencia Mínima Significativa (LSD). Para ello se utilizó el programa estadístico Statgraphics® Centurion XVIII.1.06 (Statpoint Technologies, 2018).

IX. RESULTADOS Y DISCUSIONES.

IX.1. Caracterización física y química del pre-compostaje de los residuos de BC, CC y CP.

La degradación de los residuos orgánicos durante el pre-compostaje tiene como objetivo la estabilización de parámetros como el pH, MO, CIC, entre otros que permitan las condiciones óptimas para la sobrevivencia de las lombrices, como consecuencia del proceso poblaciones microbianas se desarrollan formando parte de la dieta de las lombrices (Acosta-Durán *et al.*, 2013). En consecuencia, el proceso de vermicompostaje debe ajustarse al compostaje en un tiempo relativamente corto (Moreno *et al.*, 2014; Schuldt, 2006). Como las características de los residuos orgánicos difieren entre sí, estas deben ser tomadas en cuenta al momento de llevar a cabo el proceso, es decir, mientras algunos residuos por su composición son utilizados como sustratos directamente, otros deben pasar por un pre-acondicionamiento para asegurar las condiciones de sobrevivencia de las lombrices.

El BC, CC y CP por sus características químicas son considerados como residuos orgánicos no convencionales y por consecuencia no aptos en forma directa para el vermicompostaje, sin embargo, a través del pre-compostaje pueden emplearse como alimento para las lombrices (Moreno *et al.*, 2014). Durante este proceso se monitorearon los parámetros de humedad, pH, temperatura, carbono orgánico total, nitrógeno total y la relación C/N, al inicio y al final del pre-compostaje como indicadores de las condiciones adecuadas del material previo al vermicompostaje.

IX.1.1. Propiedades físicas.

IX. 1.1.1. Humedad.

La humedad durante el pre-compostaje es un parámetro importante que debe mantenerse dentro de un rango adecuado, un exceso puede generar anaerobiosis, o inhibición del proceso cuando ésta falta (Castillo-González *et al.*, 2019). En la Fig. 2, se presentan los valores de humedad para los tres residuos durante el pre-tratamiento, en la que se aprecia un incremento al final del proceso en aproximadamente un 21% para los residuos BC y CC. Se tuvo particular control de la humedad en el residuo de CP,

debido a que durante el pre-compostaje su degradación fue más rápida debido a la presencia de compuestos solubles de fácil degradación (Elizondo-Salazar y Campos-Granados, 2014; Irías y Lutz, 2014; Cordenunsi *et al.*, 2010). Debido a ello el tiempo de pre-tratamiento de la CP fue de 20 días para evitar su completa degradación controlando la humedad y realizando volteos frecuentes.

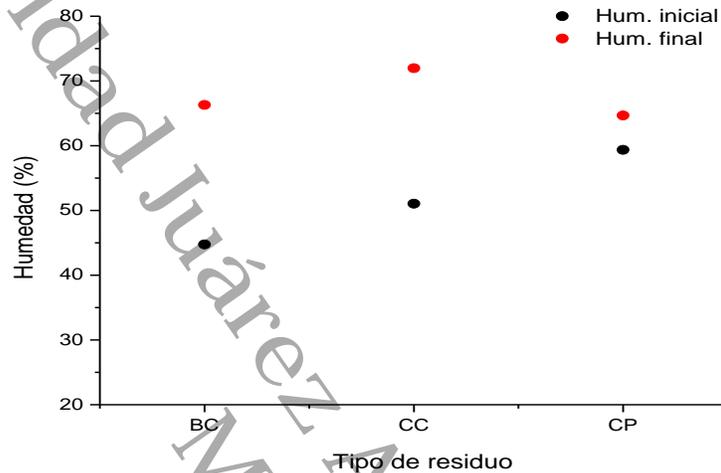


Figura 2. Variación de la humedad en los residuos orgánicos durante el pre-compostaje (pre-compostaje de bagazo de caña (BC): 120 días, cáscara de cacao (CC): 90 días, cáscara de piña (CP): 20 días).

La diferencia de humedad entre el tiempo inicial y final para este residuo fue de 5.3%. De acuerdo con Moreno y Moral (2008) y Nair *et al.* (2006), el nivel de humedad requerido para el pre-compostaje es entre 55 y 70%, si se experimenta un incremento de la humedad, el calor generado durante el proceso de degradación genera condiciones reductoras en el sustrato. Castillo-González *et al.* (2019) y Kristiana *et al.* (2005), por su parte, indican que un exceso de humedad podría provocar la completa degradación del material orgánico, o generar anaerobiosis durante el proceso, por el contrario, una baja humedad inhibe la actividad microbiana.

IX.1.1.2. Temperatura.

Durante el pre-tratamiento la temperatura se incrementa de manera significativa afectando la actividad microbiana, por lo que es un parámetro importante por controlar (Bueno *et al.*, 2008). Durante el proceso de los residuos BC, CC y CP, se observó que la mayor temperatura se registró para el residuo CP (51.9°C), manteniéndose hasta los 20

días de pre-compostaje (Fig. 3). Como la finalidad del pre-tratamiento fue estabilizar el pH y eliminar los azúcares fermentables, la temperatura fue controlada reduciendo el tamaño de la pila de residuo, y realizando mezclado del material. El pre-tratamiento para la CP fue interrumpido a los 20 días de iniciado el proceso, ya que para ese tiempo el material presentaba condiciones de pH adecuado para las lombrices, e iniciar el vermicompostaje. El incremento de la temperatura en el pre-compostaje de la CP se debe probablemente a la actividad metabólica por parte de las levaduras, que utilizan los azúcares presentes en el sustrato (Mambuscay *et al.*, 2013). En este sentido la CP brinda un ambiente ideal para una variedad de especies de levaduras, debido a su alta concentración de azúcares fermentables y pH bajo (López-Arboleda *et al.*, 2010).

Para el caso del residuo CC la temperatura alcanzada hacia el final del pre-tratamiento fue de 36.1°C, que al igual que en el residuo anterior, se controló haciendo volteos periódicos, teniendo como fin establecer condiciones adecuadas para el crecimiento de las lombrices de tierra. Para el residuo BC, debido a la alta relación carbono/nitrógeno (267/1), la degradación se inhibe por lo que el pre-tratamiento se prolongó por más tiempo. En la Fig. 3 se observa que la temperatura se mantuvo relativamente constante, indicando una baja degradación del material. Para retener el carbono y nitrógeno durante el pre-compostaje, la relación entre ellos es importante, ya que los microorganismos hacen uso de estos dos nutrientes para degradar eficientemente el sustrato, la reducida actividad metabólica se ve reflejada en la baja temperatura del residuo BC. Por el contrario, el incremento en la actividad metabólica se ve reflejado en un incremento de la temperatura en el proceso (Bueno *et al.*, 2008).

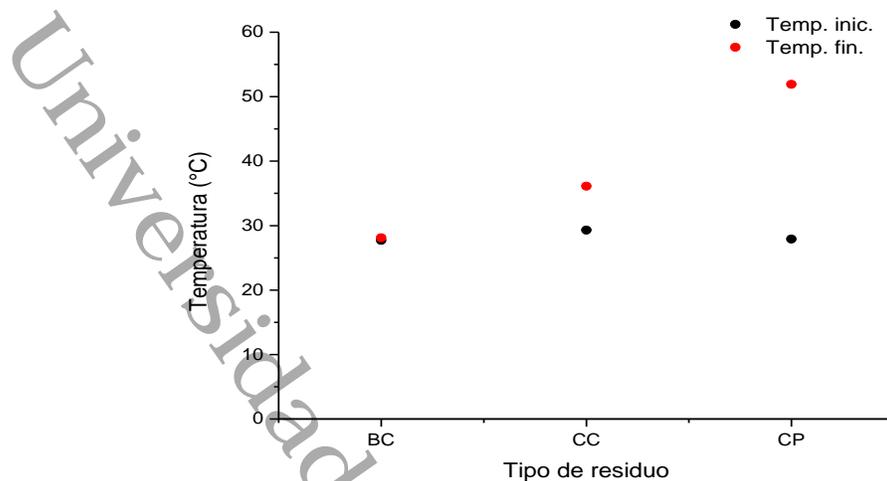


Figura 3. Variación de la temperatura de los residuos orgánicos durante el pre-compostaje (pre-compostaje de bagazo de caña (BC): 120 días, cáscara de cacao (CC): 90 días, cáscara de piña (CP): 20 días).

IX. 1.2. Propiedades químicas.

IX.1.2.1. Potencial de hidrógeno (pH).

El pH es un parámetro que influye de forma importante en la viabilidad de las lombrices, por lo que su estabilización es necesaria. De los residuos evaluados en este trabajo, la CP es la que requiere de atención por ser un residuo cuyo pH es muy bajo, lo que limita su uso directo como sustrato para las lombrices, por lo que es necesario su estabilización por medio del pre-compostaje. En la Fig. 4 se presentan los valores de pH inicial y final de los residuos. En la figura se observa una estabilización del parámetro una vez concluido el tiempo de pre-compostaje. De acuerdo con Capistrán *et al.* (2004), la estabilización del pH es debido a cambios químicos durante la degradación del material orgánico. Un descenso en el pH del sustrato está relacionado con la liberación de ácidos orgánicos, y algunos compuestos nitrogenados (NH_3 y NO_3) (Gogoi *et al.*, 2015). Para el caso de la CP a pesar de un tener un pH inicial de 4.7, al final se estabilizó a un valor cercano a 7.5. El pre-compostaje permite que algunos residuos ácidos puedan ser usados como alimento para las lombrices (Nair *et al.*, 2006). De acuerdo con Gómez-Brandón *et al.* (2013) y Sánchez-Monedero (2001), este incremento en el pH se produce por la formación de amoníaco que procede de la degradación de las proteínas lo que provoca la alcalinización el sustrato, y a la generación de CO_2 durante el metabolismo

microbiano. Domínguez y Edwards (2011), y Vargas-Machuca *et al.* (2008), mencionan que valores de pH entre 5 y 9 son considerados apropiados para el crecimiento de las lombrices de tierra.

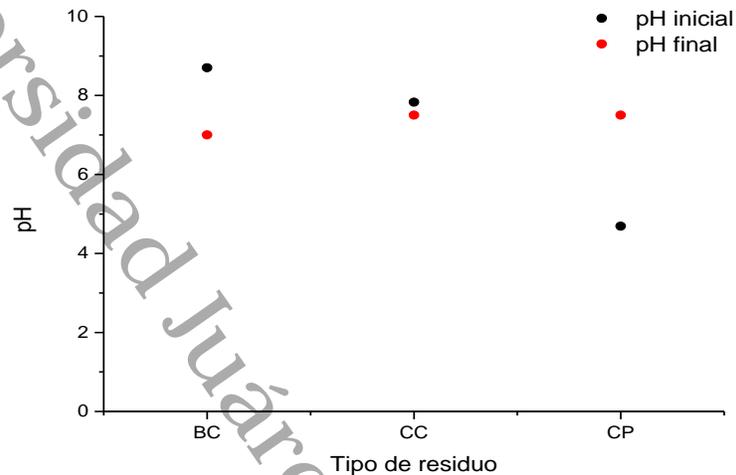


Figura 4. Variación del pH en los residuos orgánicos durante el pre-compostaje (pre-compostaje de bagazo de caña (BC): 120 días, cáscara de cacao (CC): 90 días, cáscara de piña (CP): 20 días).

IX.1.2.2. Carbono orgánico total (COT).

En la Fig. 5 se presentan los valores de COT para los residuos pretratados, en ella se observa una reducción del carbono debido en parte a la degradación de la materia orgánica (Bueno *et al.*, 2008). Los valores iniciales y finales para el residuo BC fueron 53.6% y 49.26% respectivamente, con una reducción del 4.34% en los cuatro meses de pre-compostaje. Para la CC los valores iniciales y finales fueron 52.65% y 50.23% respectivamente, con una reducción del 2.42% en un lapso de tres meses. Para la CP, los valores iniciales y finales correspondieron a 54.31% y 52.16%, observando una reducción del 2.15% en 20 días de pre-tratamiento. Estos descensos se dan por una rápida hidrólisis de los compuestos más simple y por la transformación de compuestos recalcitrantes como las ligninas en compuestos húmicos (Castaldi *et al.*, 2005). En esta etapa de estabilización la reducción del COT fue menor al que se da en los residuos totalmente estabilizado, que puede ser entre un 10 y 55% (Moreno *et al.*, 2014), esto debido a que el proceso fue interrumpido para evitar la completa transformación del residuo. Para disponer de estos productos como sustrato para el vermicompostaje, se realizaron ajustes en la relación C/N. La variación del contenido del COT tiene efectos en

la relación C/N, por lo que se debe tener cuidado de que esta relación no disminuya considerablemente, para evitar la estabilización total del residuo y con ello menor disponibilidad como alimento para las lombrices (Gunadi *et al.*, 2002).

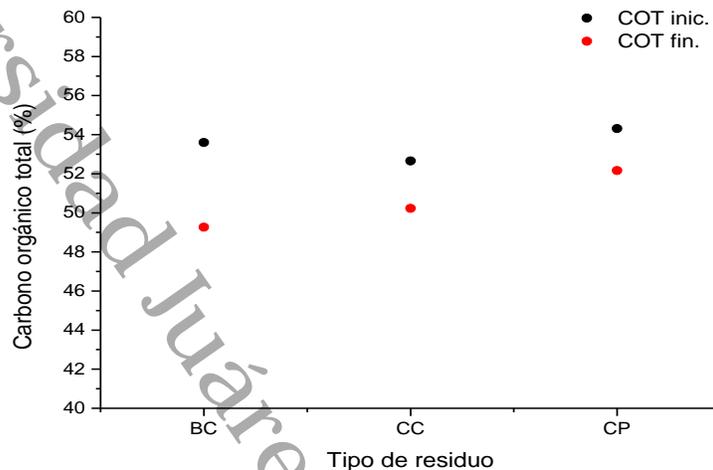


Figura 5. Variación del COT en los residuos orgánicos durante el pre-compostaje (pre-compostaje de bagazo de caña (BC): 120 días, cáscara de cacao (CC): 90 días, cáscara de piña (CP): 20 días).

IX.1.2.3. Nitrógeno total (NT).

Los resultados de NT durante el pre-tratamiento se muestran en la Fig. 6, en la que se aprecia porcentajes iniciales y finales de nitrógeno, los residuos que presentaron los valores más altos de nitrógeno respecto a los valores iniciales fueron la CC (1.2% inicial y 2% final), con una diferencia de 0.8%, y la CP (1.5% inicial y 2.2% final), con una diferencia del 0.7%. Para el caso del BC el porcentaje inicial fue de 0.2% y el final de 0.57%, con una diferencia del 0.37%. El nitrógeno guarda relación con el COT por lo que es necesario evitar su incremento. Esto se logra no prolongando el tiempo de pre-tratamiento, evitando con ello el aumento en los contenidos de nitrógeno. Este procedimiento permite controlar la relación C/N, evitando con ello una degradación completa, y con esto pérdida de nitrógeno, el cual se requiere para llevar a cabo el vermicompostaje. La posible pérdida se da en forma de compuestos amoniacales cuando la relación disminuye demasiado (Pérez *et al.*, 2017). Lazcano *et al.* (2008), consideran que durante el pre-compostaje existe una disminución del nitrógeno, sin embargo, esta pérdida se puede dar por lixiviación, al momento de agregar agua al proceso.

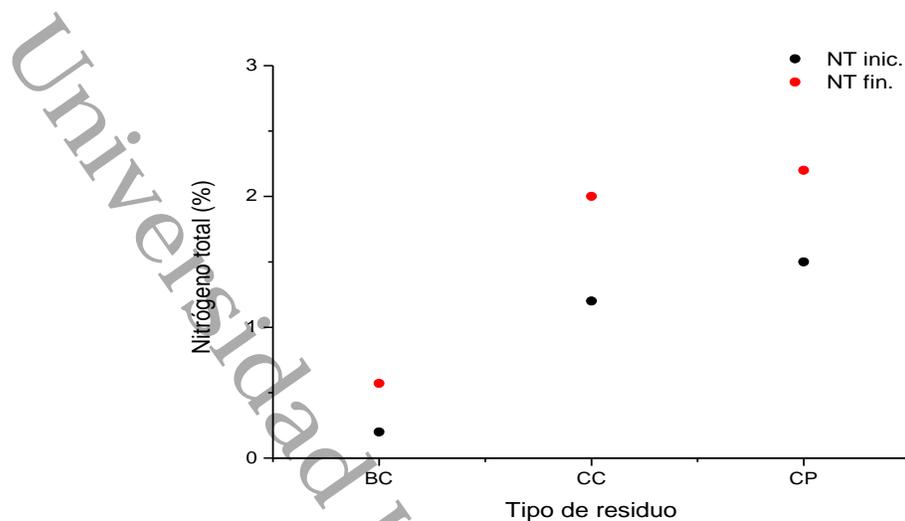


Figura 6. Variación del NT en los residuos orgánicos durante el pre-compostaje (pre-compostaje de bagazo de caña (BC): 120 días, cáscara de cacao (CC): 90 días, cáscara de piña (CP): 20 días).

IX.1.2.4. Relación carbono/nitrógeno (C/N).

La relación C/N es un factor que influye en el grado de estabilización del residuo orgánico (Masaguer y Benito, 2008). El monitoreo de este parámetro permite manejar el tiempo de degradación y estabilización. Durante el pre-tratamiento los valores de la relación C/N disminuyeron, como se observa en la Fig. 7. Los valores iniciales y finales de la relación C/N para el BC, fue de 267.9 y 85.8 respectivamente, con una reducción del orden del 67.9%, seguido por la CC con 43.87 y 26.3, con una reducción del 40.5%, y finalmente la CP con 36.2 y 23.7 y una reducción del 34.5% en la relación de los nutrientes carbono/nitrógeno. En los residuos pre-tratados, a pesar de tener valores de C/N considerados adecuados para su uso en el vermicompostaje (Moreno *et al.*, 2014), la presencia de olores amoniacales fue un indicador de exceso de nitrógeno, con efectos negativos para las lombrices. Pruebas de aceptación de alimento propuesta por Schuldt (2006), confirmaron que los residuos CC y CP fueron rechazados por *E. foetida*, al evadir las lombrices los sustratos. De acuerdo con Fayolle *et al.* (1997), la relación C/N del material es un factor que influye en la actividad de las lombrices. Una medida para evitar este problema fue realizar un ajuste de la relación C/N mediante la adición de una fuente de carbono (tabla 3).

A pesar de tomar más tiempo de pre-compostaje, y de tener la mayor reducción en la relación C/N para el bagazo de caña (68%), este valor estuvo por arriba del óptimo recomendado (Suthar, 2007). Valores altos indican poca actividad microbiana durante la degradación del sustrato, ya que el nitrógeno presente no es suficiente para estimularla, además, de ser inmovilizado por los microorganismos (Gamarra *et al.*, 2017). Esto provoca una descomposición más lenta del residuo, por lo que el tiempo requerido para su degradación es más largo (Yin y Schuchardt, 2010). Para corregir este inconveniente el BC fue suplementado con una fuente de nitrógeno para bajar la relación a valores adecuados de C/N previo al vermicompostaje (cuadro 3).

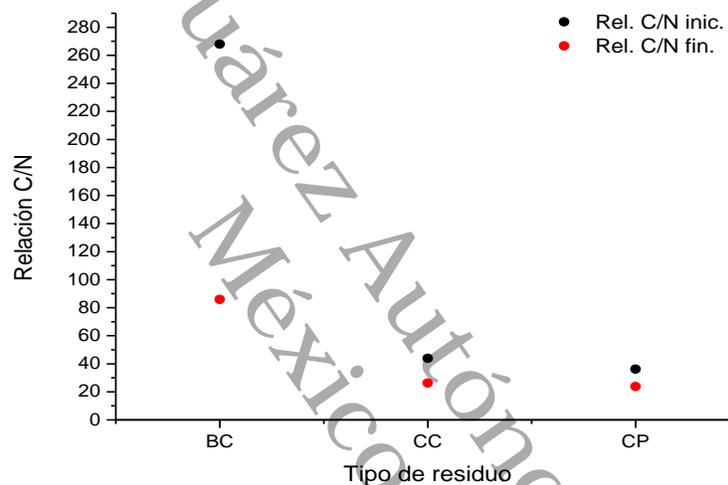


Figura 7. Variación de la relación C/N en los residuos orgánicos durante el pre-compostaje (pre-compostaje de bagazo de caña (BC): 120 días, cáscara de cacao (CC): 90 días, cáscara de piña (CP): 20 días).

IX 2. Ajuste de la relación carbono/nitrógeno de los residuos BC, CC y CP pre-compostado, previo al vermicompostaje.

Concluido el pre-compostaje, y considerando los resultados de la relación C/N para los tres residuos, se llevó a cabo un ajuste en la relación, haciendo uso de una fuente de carbono para los residuos CC y CP, con la finalidad de reducir el exceso de nitrógeno generado durante el pre-tratamiento. También se utilizó una fuente de nitrógeno por la predominancia de carbono en el BC. Con respecto a la relación entre estos dos nutrientes, los residuos orgánicos con baja relación C/N, favorece la degradación del material orgánico, sin embargo, esto provoca un incremento en la temperatura del proceso, que puede ser letal para las lombrices si no se tiene control sobre ello. Por otra

parte, una relación alta hace que la degradación sea más lenta, lo que implica mayor tiempo para la transformación del material orgánico (Moreno *et al.*, 2014; Yin y Schuchardt, 2010). En el cuadro 2 se presentan los valores de los nutrientes COT, NT y relación C/N después del pre-tratamiento de los residuos orgánicos.

En el cuadro 3, se presentan los valores de los nutrientes de las fuentes complementarias de carbono y nitrógeno, que fueron utilizados para el ajuste de las relaciones C/N en los tres residuos evaluados. Como fuente de carbono se utilizó la hojarasca (Ho) de la planta Laurel de la India (*Ficus microcarpa*) colectada de las áreas verdes de la DACBiol-UJAT, y como fuente de nitrógeno, el residuo del Contenido Ruminal Vacuno (CRV) obtenido de establecimientos de sacrificio de ganado bovino en el municipio de Cárdenas, Tabasco.

Los resultados de la relación C/N final ajustada, considerando las fuentes complementarias, se presentan en el cuadro 4. En él se indican los porcentajes de cada material que fue utilizado para preparar las mezclas finales, estableciendo como valor de inicio para el vermicompostaje la relación C/N de 30/1 para los tres residuos. De acuerdo con Moreno *et al.*, 2014 y Rostami, 2011, una relación C/N de 23 a 30 al inicio del vermicompostaje se considera adecuado, conforme evoluciona el proceso esta relación disminuye, indicando estabilización y madurez de la vermicomposta.

El ajuste en la relación C/N en los residuos pre-compostados se hizo con la finalidad de proporcionar un balance de los nutrientes carbono y nitrógeno en los residuos para ser usado como alimento para las lombrices durante el vermicompostaje. Bajo condiciones óptimas, la transformación de los residuos orgánicos se da como consecuencia de la actividad microbiana, colonización y consumo por las lombrices de tierra, lo que induce cambios bioquímicos, químicos y físicos que transforma los materiales orgánicos insolubles a formas solubles, esta transformación le confiere al sustrato orgánico final características distintas al material orgánico inicial (Kui *et al.*, 2014; Mamani-Mamani *et al.*, 2012; Garg *et al.*, 2012; Domínguez y Edwards, 2011; Aira *et al.*, 2008).

Cuadro 2. Valores de nutrientes y sus relaciones C/N del proceso de pre-compostaje de residuos orgánicos.

| Residuo | COT (%) | NT (%) | Rel. C/N |
|---------|---------|--------|----------|
| BC | 49.2 | 0.5 | 85.8/1 |
| CC | 50.2 | 1.8 | 26.3/1 |
| CP | 52.1 | 2.2 | 23.7/1 |

BC: bagazo de caña, CC: cáscara de cacao, CP: cáscara de piña.

Cuadro 3. Valores de nutrientes y sus relaciones C/N de las fuentes suplementarias, para el ajuste final de la relación C/N de BC, CC y CP.

| Fuente de C y N | COT (%) | NT (%) | Rel C/N |
|-----------------|---------|--------|---------|
| Ho | 49.8 | 1.1 | 45.3/1 |
| CRV | 45.3 | 2.3 | 19.7/1 |

Ho: hojarasca (*Ficus microcarpa*), como fuente de carbono; CRV: contenido ruminal vacuno, como fuente de nitrógeno.

Cuadro 4. Ajuste final de la relación C/N previo al vermicompostaje de residuos orgánicos.

| Residuo/suplemento | NT (%) | Rel C/N | COT (%) | Cantidad para usar (%) | Rel C/N de la mezcla |
|--------------------|--------|---------|---------|------------------------|----------------------|
| BC | 0.5 | 85.8/1 | 49.2 | 40.9 | 30/1 |
| CRV | 2.3 | 19.7/1 | 45.3 | 59 | |
| CC | 1.8 | 26.3/1 | 50.2 | 81.5 | 30/1 |
| Ho | 1.1 | 45.3/1 | 49.8 | 18.4 | |
| CP | 2.2 | 23.7 | 52.1 | 54.7 | 30/1 |
| Ho | 1.1 | 45.3/1 | 49.8 | 45.2 | |

IX.3. Vermicompostaje de los residuos BC, CC y CP. Caracterización física, química y biológica.

Durante el vermicompostaje se llevan a cabo procesos de degradación y estabilización del material orgánico, como consecuencia de las actividades de diversos organismos que modifican el material inicial en un producto rico en nutrientes. Esta transformación contribuye en la mejora de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y en consecuencia del crecimiento de las plantas. La calidad de la vermicomposta depende de las propiedades del residuo orgánico inicial, de la duración, así como de la maduración final del producto. De igual forma, el material orgánico a transformar también debe satisfacer las necesidades biológicas de las lombrices y otros seres vivos que son responsables del proceso (López-Mendez *et al.*, 2013; Bueno *et al.*, 2008; Vargas-Machuca *et al.*, 2008). Durante la humificación de la materia orgánica, los biopolímeros iniciales se fragmentan y combinan químicamente para formar precursores húmicos con diferentes tamaños y grados de aromaticidad, con una naturaleza similar a las sustancias húmicas presentes en el suelo (Sharma and Kumar, 2018; Pereira *et al.*, 2014; Dias *et al.*, 2010).

El cambio en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los residuos orgánicos a lo largo del vermicompostaje, permite conocer el grado de estabilidad y madurez del producto final. Para conocer el cambio de estos parámetros en los tratamientos (cuadro 1), se tomaron muestras en tres tiempos establecidos a lo largo del vermicompostaje como se especifica en la sección VIII. 5.

IX.3.1. Propiedades Físicas.

IX.3.1.1. Humedad.

Para conocer cambios en los porcentajes de humedad a los 30, 60 y 90 días de vermicompostaje de los residuos de BC, CC y CP, se llevó a cabo un análisis de varianza por medidas repetidas, los resultados obtenidos indican la existencia de diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) para este factor (Fig. 8). En la figura se muestra el promedio del porcentaje de humedad para cada nivel de tiempo ($72.7 \pm EE$, $75.2 \pm EE$, $76.4 \pm EE$), se aprecia en el gráfico que la humedad para estos niveles de tiempo es

estadísticamente contrastante. Sin embargo, a pesar de estas diferencias entre los tiempos, la humedad se encuentra dentro del rango considerado como adecuado para la actividad de *E. foetida* (Moreno *et al.*, 2014; Schuldt, 2006).

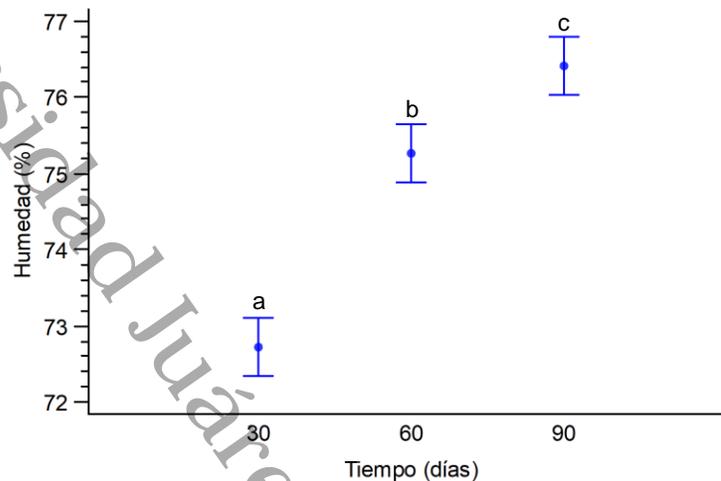


Figura 8. Porcentaje promedio de humedad del vermicompostaje por tiempo, de los residuos de BC, CC y CP. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Con respecto a la variación del porcentaje de humedad para el factor talla de lombriz, se encontró que la humedad en al menos la talla juvenil (JUV) es diferente al resto, de acuerdo con los resultados del ANOVA de medidas repetidas, situación que se ve en la Fig. 9. En la figura se observa la formación de dos grupos homogéneos, en un grupo el promedio del porcentaje de humedad resultó similar (tallas AD, MEZ, PA y SL con un valor promedio de 74.6, 74.9, 75.4 y 75.1 respectivamente). En este grupo se observa que los intervalos de los promedios se traslapan, lo que indica que no existe diferencia estadística entre estas tallas. Por el contrario, la talla JUV resultó con el valor promedio de humedad más bajo (73.8), por lo tanto, contrastante estadísticamente con respecto al resto de las tallas. Sin embargo, a pesar de estas diferencias, los valores promedios de la humedad para todas las tallas se encuentran dentro de los parámetros óptimos para las funciones de *E. foetida* y el resto de los organismos que participan en el proceso (Bohórquez-Sandoval *et al.*, 2020; Moreno *et al.*, 2014; Schuldt, 2006).

El porcentaje de humedad reportada en la literatura como óptima para el vermicompostaje se encuentra en el rango del 70 al 90 %, lo suficientemente adecuada para permitir el desarrollo normal de toda actividad realizada por los microorganismos y

las lombrices como fauna acompañante del proceso (Bohórquez-Sandoval *et al.*, 2020; Durán y Henríquez, 2007; Singh *et al.*, 2004; Edwards, 1988). Regularmente durante el vermicompostaje, el mantenimiento de una humedad óptima se obtiene realizando riegos periódicos, la cual depende de la capacidad de retención de humedad por el residuo mismo. La humedad es importante para las lombrices de tierra porque esta les permite llevar a cabo una adecuada difusión de gases, a través de la epidermis (Moreno *et al.*, 2014; García-Pérez, 2011).

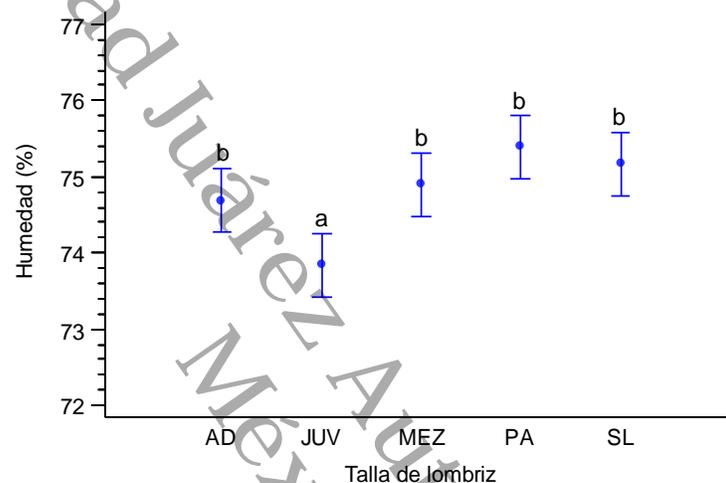


Figura 9. Porcentaje promedio (\pm EE) de humedad del vermicompostaje por talla de lombriz. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

IX.3.1.2. Temperatura.

Para este parámetro, el resultado del ANOVA de medidas repetidas del diseño factorial, indica la existencia de diferencias estadísticas significativas entre los tiempos 30, 60 y 90 días ($p < 0.05$). En el gráfico de la Fig. 10, se observa que el valor promedio más alto de temperatura se registró a los 90 días (26.5), y la más bajo para el día 30 ($25.95 \pm$ EE). A pesar del contraste entre los tiempos estudiados, las condiciones de temperatura no ejercieron efecto alguno para *E. foetida*, al encontrarse dentro de los parámetros adecuados para el proceso. Edwards y Bohlen (1996), han reportado la importancia de la temperatura en el metabolismo, distribución, tasa de crecimiento y reproducción de las lombrices, por lo que este parámetro debe ser monitoreado para su control. Se han reportados valores de temperatura que varía entre 18 y 28°C, rango tolerable para las

actividades biológicas de las lombrices de tierra y el proceso de vermicompostaje (Moreno *et al.*, 2014; Colomer y Gallardo, 2013; Prakash *et al.*, 2012; Singh *et al.*, 2004).

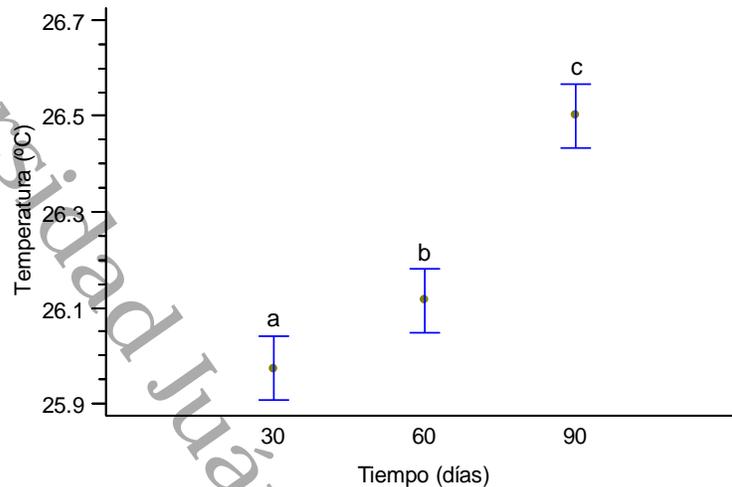


Figura 10. Temperatura promedio (\pm EE) durante el vermicompostaje por tiempo, de los residuos de BC, CC y CP. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Los resultados obtenidos del ANOVA de medidas repetidas para temperatura, considerando los niveles de talla de lombriz, demostraron la presencia de diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$), diferencia que se pueden apreciar por la distancia que existe entre los intervalos en las tallas de lombriz (Fig. 11). En el gráfico se aprecia que los niveles de talla AD y SL registraron la temperatura promedio más alta durante el vermicompostaje, en tanto que los niveles JUV y MEZ el promedio más bajo para este parámetro. Sin embargo, a pesar de las diferencias estadísticas encontradas, la temperatura no resultó tener efecto en las actividades biológicas de *E. foetida*, por encontrarse dentro del rango de temperatura adecuada para el proceso. De acuerdo con Schuldt (2006), el rango de temperatura que pueden soportar las lombrices oscila entre 14 y 27°C, incluso puede llegar hasta los 35°C y no ser considerada como un factor limitante.

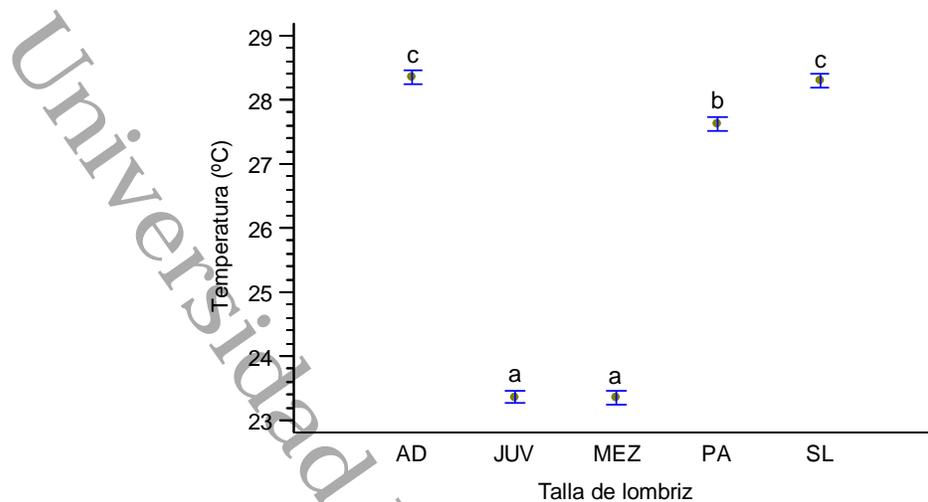


Figura 11. Temperatura promedio (\pm EE) durante el vermicompostaje por talla de lombriz. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

IX.3.1.3. Densidad aparente (Da).

Del análisis físico de la vermicomposta, la Da registrada para los factores talla de lombriz y tipo de residuo, se muestra en la Fig. 12. El valor más alto de la Da se registró en el tratamiento AD/BC con 0.69, y los más bajo para los tratamientos MEZ/CP y JUV/CP con 0.49 y 0.49 respectivamente, que representa por lo tanto la mayor diferencia estadística ($p < 0.05$). Al realizar la comparación de medias (LSD), en la figura se identificaron siete grupos homogéneos, que especifican diferencias estadísticas significativas. Los tratamientos que presentaron la menor Da, fueron la MEZ/CP, JUV/CP, JUV/BC y MEZ/CC. La importancia de la Da, en el sustrato, reside en la conservación de la humedad, drenaje del agua, aireación, y reducción de la compactación (Cid-Lazo *et al.*, 2021). Para Martínez y Roca (2011), los valores óptimos de Da para un sustrato debe ser menor a 0.40 g mL^{-1} . Sin embargo, de acuerdo con la norma mexicana (DOF, 2008), la Da como especificación física de la vermicomposta, debe encontrarse entre 0.40 y 0.90 g mL^{-1} , para ser considerada como un producto de calidad. Los resultados obtenidos, muestran que todas las vermicompostas cumplen con las especificaciones de Da señaladas por la norma. De acuerdo con Zanor *et al.* (2018), los abonos orgánicos suelen presentar valores de Da significativamente inferiores con relación al de los suelos. En este sentido, el uso de vermicomposta como abono puede reducir la Da de un sustrato (Haynes y Zhou, 2016), la presencia de alto un contenido de materia orgánica, está

asociado a valores bajos en la Da (González-Barrios *et al.*, 2012). Salazar *et al.* (2018), encontraron que la aplicación de vermicomposta a un suelo arenoso, logró reducir la Da a 0.69 g mL^{-1} , lo que contribuye al incremento de los espacios porosos, disponibles para el aire y el agua (Vázquez y Loli, 2018).

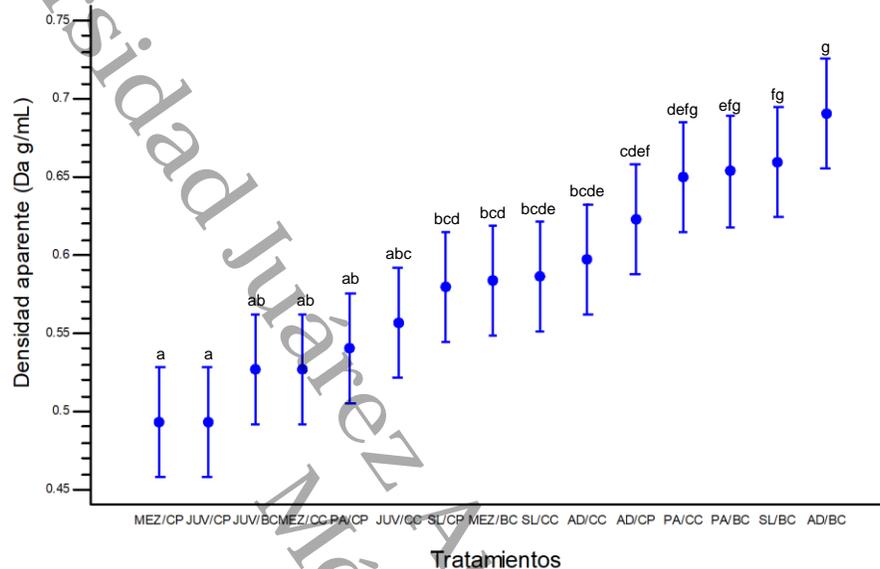


Figura 12. Valores promedio de Da (\pm EE), en la vermicomposta. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

IX.3.1.4. Densidad relativa (Dr).

Los resultados de la Dr de la vermicomposta de residuos no convencionales se presentan en la Fig. 13. En todos los tratamientos evaluados, se observó que la Dr promedio se incrementó dependiendo la talla de lombriz y el residuo vermicompostado, se observa en la figura que el valor promedio más alto se registró en el tratamiento SL/BC con 1.89 g mL^{-1} , y el más bajo para el tratamiento MEZ/CC con 1.75 g mL^{-1} . La comparación de medias (LSD) a un nivel de significancia de $p < 0.05$, identifica cuatro grupos homogéneos, en la que se observan diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$). Los tratamientos que presentaron mayor incremento en la Dr fueron aquellos que incluyeron el BC, y las diferentes tallas de lombriz. Los valores promedio mínimos y máximos de Dr registrados en el presente trabajo, se encuentran dentro del rango de 1.45 a 2.65 g cm^{-1} , sugerido por Miguel *et al.* (2018). La Dr de los sustratos por lo general puede oscilar considerablemente como resultado del incremento de los niveles de vermicomposta aplicado, lo que reduce considerablemente este parámetro (Singh *et al.*, 2017), además

el abono orgánico contribuye a mejorar las condiciones de porosidad y densidad aparente de los suelos abonados orgánicamente.

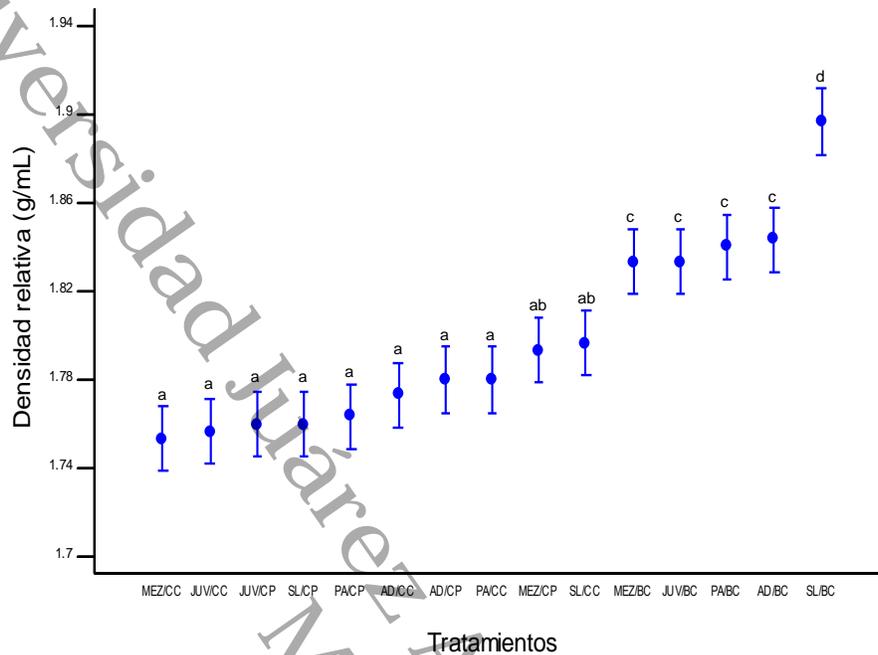


Figura 13. Valores promedio de D_r ($\pm EE$), en la vermicomposta. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) ($\pm EE$: error estándar).

IX.3.1.5. Porosidad total (Pt).

Los valores de la P_t , estimada a partir de la D_a , se presenta en la Fig. 14. En la figura se presentan los valores promedio de la porosidad observada en las vermicompostas de los tratamientos analizados. La porosidad total promedio más baja se registró en el tratamiento AD/BC con 62.6%, a partir de la cual se fue incrementando gradualmente hasta alcanzar el valor más alto en el tratamiento MEZ/CP, con 72.5%. La comparación de medias (LSD, $p = 0.05$), identificó siete grupos homogéneos, entre los que se observan diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$). El tratamiento que presentó mayor porcentaje de poros fue la mezcla de talla de lombrices y el residuo cáscara de piña como sustrato (MEZ/CP). Se observa en la figura, que el incremento de la porosidad va acompañado de la disminución en la D_a , lo que indica una estrecha relación entre estos dos parámetros físicos. Datos semejantes fueron registrados por Damasceno *et al.* (2022), al determinar estos parámetros en el compostaje del material orgánico de la cama de establo.

La porosidad de acuerdo con González-Barríos *et al.* (2012), está relacionada con la capacidad de retención, circulación del agua, y la difusión de los gases en el sustrato. El tamaño, número y distribución de los poros en el material, contribuye a la presencia de estas propiedades (Volverás-Mambuscay *et al.*, 2016). Guerrero *et al.* (2002) y Pire y Pereira (2003), señalan que un valor óptimo de porosidad debe oscilar alrededor del 85%.

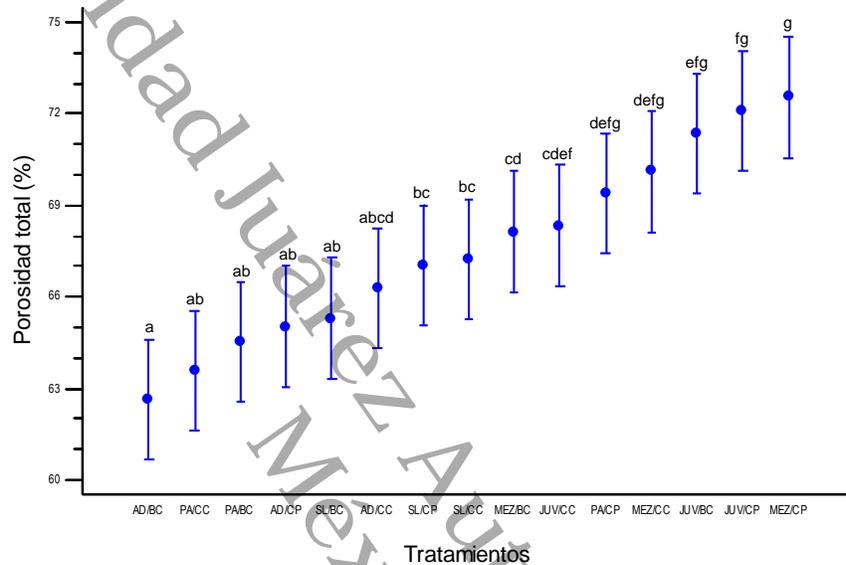


Figura 14. Valores promedio de Pt (\pm EE), en la vermicomposta. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

IX.3.2. Propiedades Químicas.

IX.3.2.1. Potencial de hidrógeno (pH).

El proceso de vermicompostaje es afectado por varios factores, entre ellos el pH, el cual depende del tipo de residuo a procesar. En la etapa de vermicompostaje se monitoreo este parámetro para los tiempos 30, 60 y 90, valores que se muestran en la Fig. 15. Se observa en la figura, el resultado del análisis de medidas repetidas, indicando diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$), donde en el día 30 presenta el valor promedio más alto de pH registrado (7.562), y el valor promedio más bajo para el día 60 (7.358). Aún con valores iniciales relativamente altos de pH, para los dos últimos tiempos se da una disminución en los valores de este parámetro. Esta reducción puede estar relacionado con la presencia ácidos orgánicos, grupos funcionales OH fenólicos y alcohólicos en la vermicomposta (Hernández *et al.*, 2007), y al reinicio de las actividades de los hongos

cuando la temperatura de la vermicomposta es baja, disminuyendo ligeramente el pH (Gabriel *et al.*, 2011). A pesar de las diferencias estadísticas entre los tiempos 30, con respecto a los 60 y 90 días, el pH no resultó tener un efecto sobre las actividades de las lombrices y de los microorganismos. Al respecto, Moreno *et al.* (2014), mencionan que las lombrices pueden sobrevivir en un rango de pH comprendido entre 5 y 9, aunque prefieren condiciones próximas a la neutralidad.

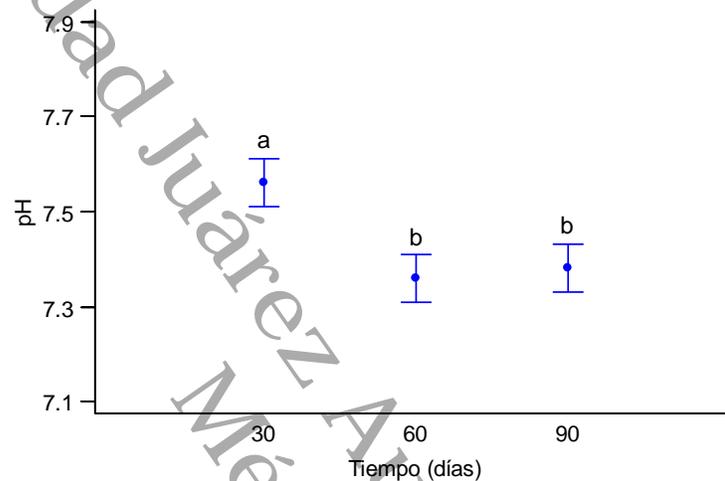


Figura 15. Valores promedio (\pm EE) del pH del vermicompostaje por tiempo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Del análisis realizado al vermicompostaje considerando el pH por tipo de residuo (Fig. 16), se encontró que el valor promedio más bajo se observó para el residuo CP (7.223), que corresponde a la significancia estadística ($p < 0.05$), al ser comparado con los residuos restantes, de acuerdo con el análisis de medidas repetidas. Esta reducción en el pH, tiene su origen en la actividad microbiana, quienes metabolizan y mineralizan los compuestos orgánicos, liberando sustancias húmicas como compuestos ácidos orgánicos (Fornes *et al.*, 2012), valores similares de pH fueron encontrado por Castillo-González, (2019), trabajando con residuos de piña. Sin embargo, para los residuos BC y CC el pH se mantuvo entre 7.4 y 7.6, probablemente por la presencia de compuestos amoniacales, producto de la mineralización de proteína (Fernández *et al.*, 2010). Como se ha mencionado anteriormente, y de acuerdo con Moreno *et al.* (2014), el pH resultó no tener algún efecto sobre las actividades de las lombrices y de los microorganismos, ya que estos pueden sobrevivir a este pH, durante el vermicompostaje.

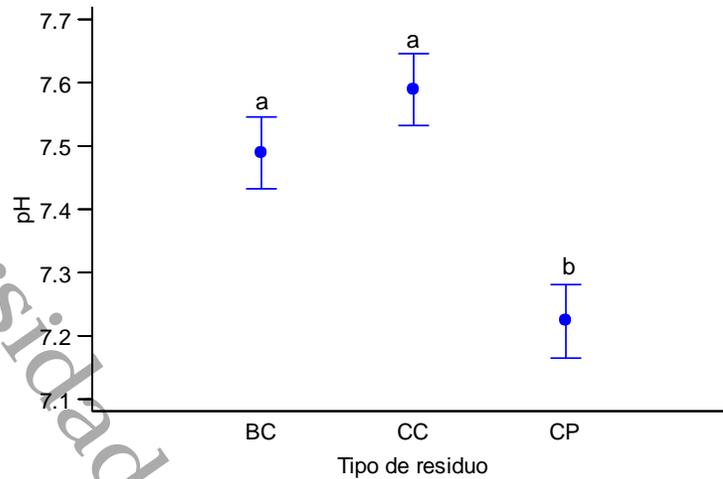


Figura 16. Valores promedio (\pm EE) del pH del vermicompostaje por tipo de residuo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

El análisis del pH en función de la talla de lombriz, por ANOVA de medidas repetidas, indica la existencia de diferencia estadística significativa ($p < 0.05$), los resultados se muestran en la Fig. 17, en ella se aprecia que el rango de valores del pH se encuentra entre 7.23 como el valor más bajo representado por la talla JUV, y 7.72 como el valor más alto para la talla PA. En la figura puede apreciarse que el pH varió muy poco en las tallas MEZ y SL, con un valor promedio de 7.35 y 7.37 respectivamente, coincidiendo con la no significancia estadística. Sin embargo, al igual que en los análisis anteriores, los valores de pH no resultaron ser influyentes en las actividades de las lombrices y los microorganismos. De acuerdo con García-Montero *et al.* (2013), las lombrices de tierra pueden tener un efecto sobre el pH, debido a la presencia de gránulos de CaCO_3 producido por las glándulas calcíferas, estabilizándolo de acuerdo con el tipo de sustrato.

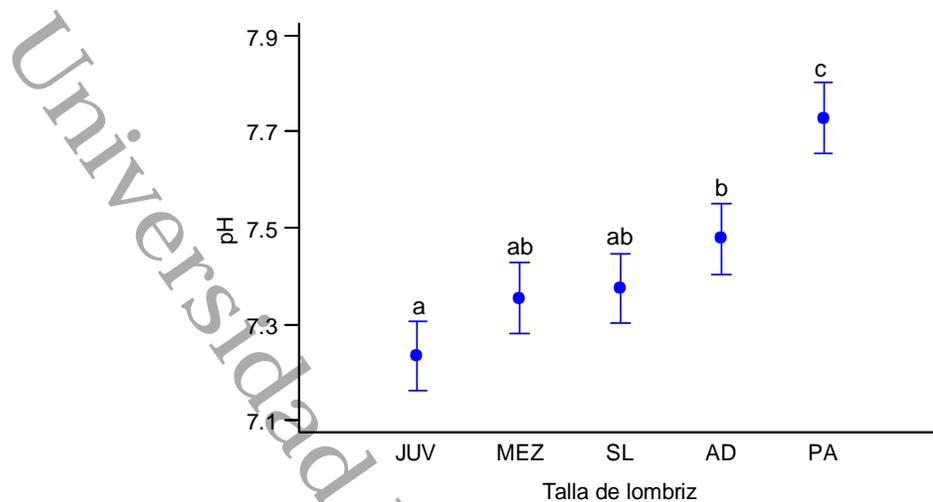


Figura 17. Valores promedio de pH (\pm EE) del vermicompostaje por talla de lombriz. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

IX.3.2.2. Materia orgánica (MO).

Los resultados del porcentaje promedio de MO analizados por tiempo se muestran en la Fig. 18. De acuerdo con el análisis de medidas repetidas, se encontró entre los tiempos evaluados, diferencias estadísticas significativa. En la figura se observa que al día 60 de vermicompostaje, se registró el porcentaje de MO más alto (68.34%), con una reducción al día 90, con un porcentaje del 66.90, el porcentaje más bajo de MO se registró para el día 30 con 65.84%, esta reducción puede ser resultado de la mineralización parcial del residuo (Gallardo, 2017; Lazcano *et al.*, 2008), sin embargo, los contenidos lignocelulósicos, especialmente lignina presentes en los residuos, contribuye a una baja degradación del material, por lo que su contenido aumenta en la vermicomposta (Alidadi *et al.*, 2012), situación posiblemente presente en la vermicomposta obtenida en este trabajo (Fig. 18). De acuerdo con las especificaciones que la norma mexicana establece (DOF, 2008), el porcentaje de MO que debe presentar una vermicomposta de calidad, es de 20 a 50%, los valores promedios obtenido a partir de residuos no convencionales estudiados, no cumplen con esos requerimientos, por lo que sería recomendable mantener en proceso de transformación por más tiempo.

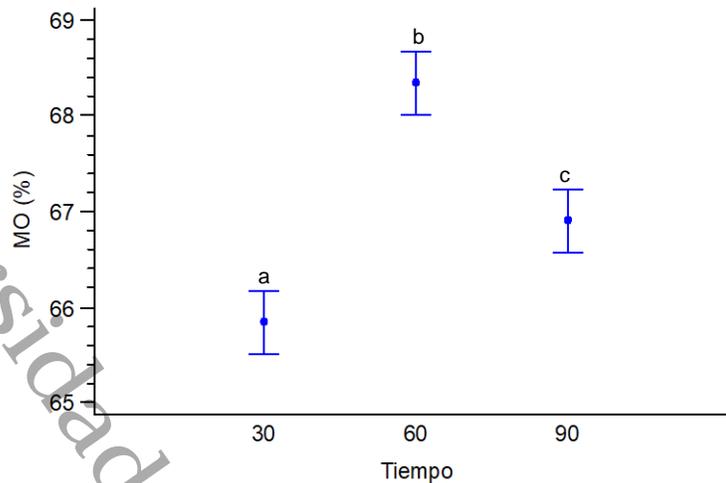


Figura 18. Porcentaje promedio de MO (\pm EE) del vermicompostaje por tiempo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Del registro de los valores promedio de MO por tipo de residuo, estos no difieren notablemente del análisis anterior realizado (Fig. 19). Los porcentajes promedio se presentan en la Fig. 19, en la figura se observa que el BC registró el porcentaje más bajo de los tres residuos, con 61.22% de MO, y el más alto registrado para la CC con 70.12%, seguido por la CP con 69.73%. Aun cuando existe diferencias estadísticas significativas entre los tipos de residuos, los porcentajes sobrepasan los estándares establecidos por la norma mexicana (DOF, 2008). Es recomendable entonces continuar por más tiempo el proceso de vermicompostaje, a fin de facilitar la degradación de las fracciones lignocelulósicas, para reducir el contenido de MO y con ello el del COT. Este último es utilizado para evaluar el índice de estabilidad del proceso (Sharma y Kumar, 2019).

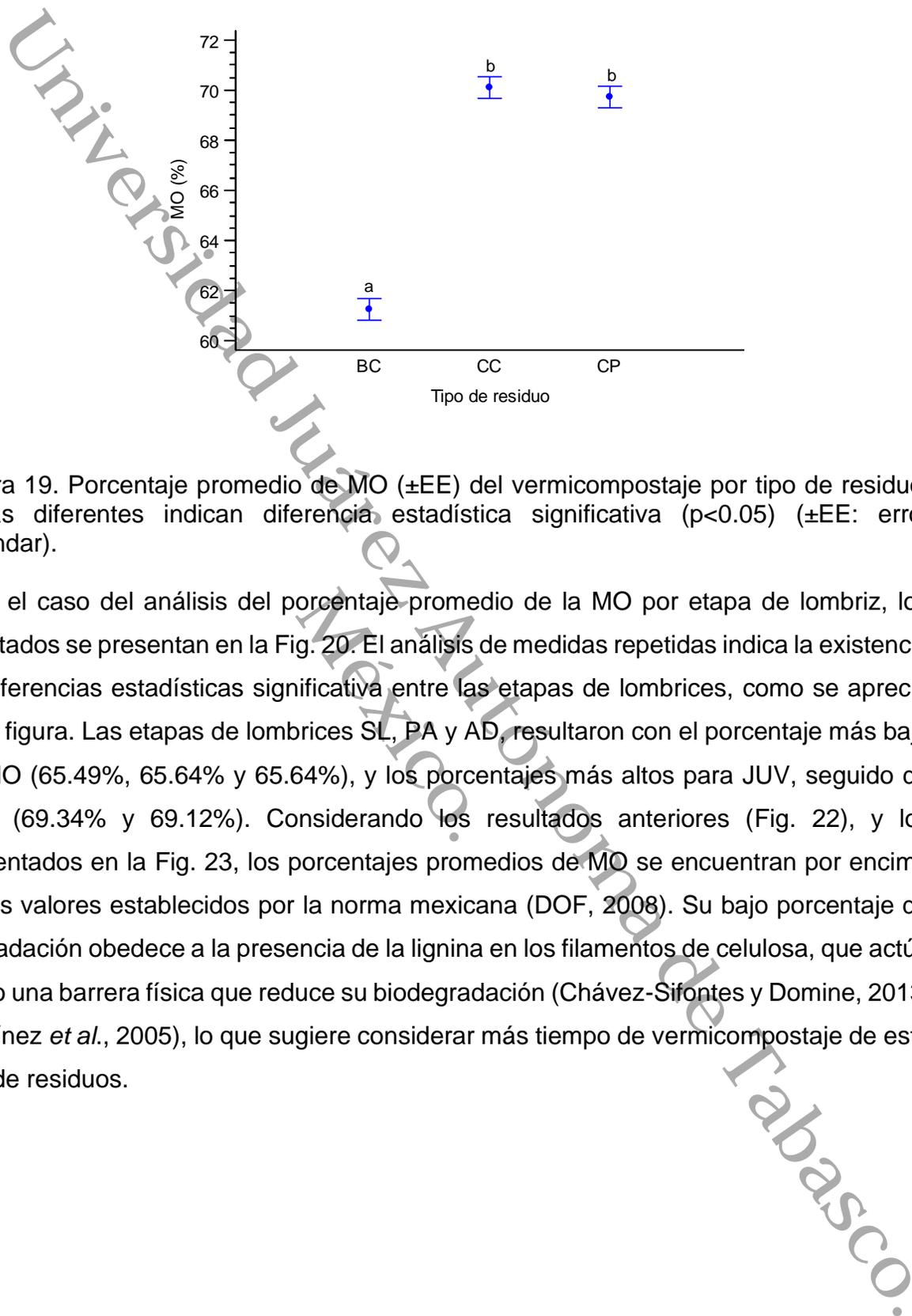


Figura 19. Porcentaje promedio de MO (\pm EE) del vermicompostaje por tipo de residuo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Para el caso del análisis del porcentaje promedio de la MO por etapa de lombriz, los resultados se presentan en la Fig. 20. El análisis de medidas repetidas indica la existencia de diferencias estadísticas significativa entre las etapas de lombrices, como se aprecia en la figura. Las etapas de lombrices SL, PA y AD, resultaron con el porcentaje más bajo de MO (65.49%, 65.64% y 65.64%), y los porcentajes más altos para JUV, seguido de MEZ (69.34% y 69.12%). Considerando los resultados anteriores (Fig. 22), y los presentados en la Fig. 23, los porcentajes promedios de MO se encuentran por encima de los valores establecidos por la norma mexicana (DOF, 2008). Su bajo porcentaje de degradación obedece a la presencia de la lignina en los filamentos de celulosa, que actúa como una barrera física que reduce su biodegradación (Chávez-Sifontes y Domine, 2013; Martínez *et al.*, 2005), lo que sugiere considerar más tiempo de vermicompostaje de este tipo de residuos.

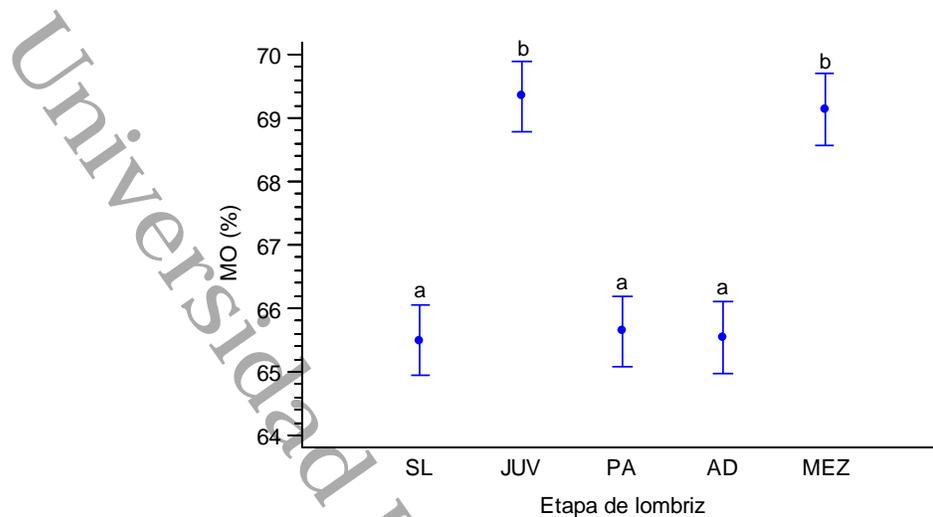


Figura 20. Porcentaje promedio de MO (\pm EE) del vermicompostaje por etapa de lombriz. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Los resultados obtenidos del análisis de medidas repetidas (prueba LDS de Fisher), para conocer los efectos de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz sobre la variable MO se presenta en la Fig. 21. En el gráfico se observa para el día 30, la existencia de diferencias estadísticas significativas, en el que la interacción de los factores en sus niveles Tiempo-30* Etapa-JUV, MEZ muestran el mayor porcentaje de materia orgánica (71.27% y 71.19%), en comparación con el resto de las interacciones en el mismo tiempo. Se observa también que la interacción Tiempo-30*Etapa-PA presentó el porcentaje más bajo (61.18%). En tanto que para el día 90 el porcentaje más bajo se registró en la interacción Etapa-SL*Tiempo-90 (1.40%). Para los efectos de interacción del factor Tiempo*Tipo de residuo, los datos se muestran en la Fig. 22. En el gráfico se observa que el porcentaje promedio de nitrógeno se incrementó en la interacción Tiempo-60*CP (2.26%), disminuyendo hacia el tiempo 90 (70.67%). Los valores porcentuales promedios más bajos se registraron en las interacciones de los pares de factores Tiempo-30*BC (58.87%), seguido de la interacción Tiempo-90*BC (61.08%). El bajo contenido de MO en el BC, de acuerdo con las observaciones de Alidadi *et al.* (2012), puede estar relacionado a los contenidos lignocelulósicos en el material, lo que contribuye a su reducida degradación. En lo que respecta a los efectos de interacción de los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, los valores porcentuales promedios se presentan en la Fig. 23. De acuerdo con los resultados del análisis de medidas repetidas (prueba DSL

de Fisher), se aprecia en la figura que el porcentaje promedio más alto se dio en la interacción del par de factores Etapa-JUV*CC (72.74%), y el porcentaje más bajo en la interacción Etapa-SL*BC (57.62%), se aprecia en todas las interacciones que existe entre las Etapas de lombriz*Tipo de residuo diferencias estadísticas significativas.

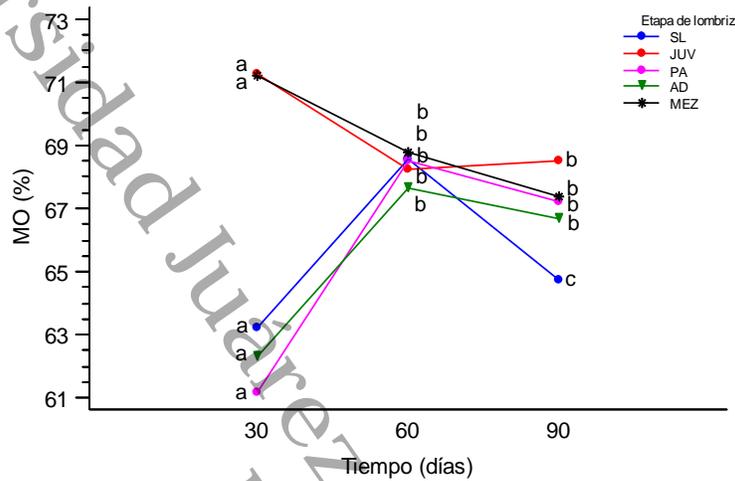


Figura 21. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre la MO, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$).

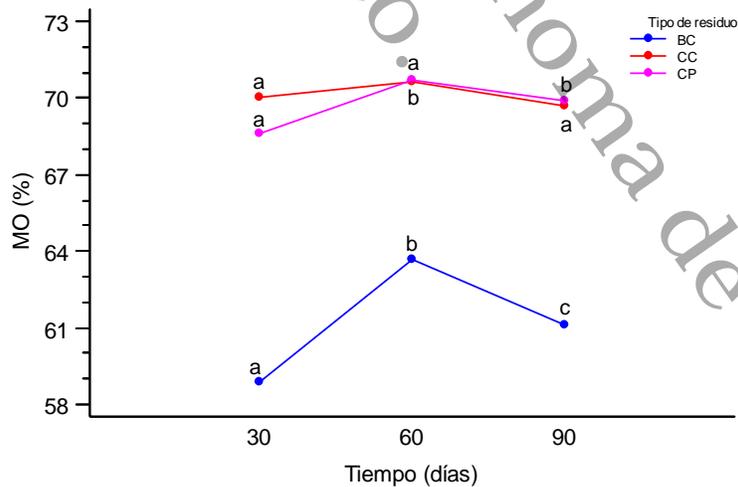


Figura 22. Efecto de interacción de los factores Tiempo *Tipo de residuo, sobre la MO, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$).

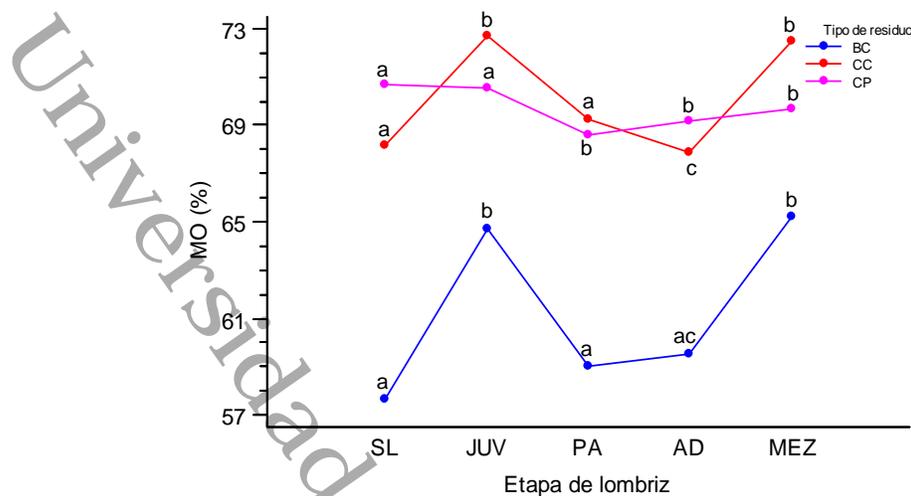


Figura 23. Efecto de interacción de los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre la MO, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$).

Considerando las especificaciones químicas de la norma (DOF, 2008), referente al porcentaje de MO que debe contener el producto vermicompostado, con las cuales no cumple la vermicomposta obtenida. La composición química de los residuos utilizados en este trabajo actúa como barrera física, evitando una degradación adecuada del residuo, a pesar de observar bajos promedios porcentajes de materia orgánica, lo cual sugiere incrementar el periodo de vermicompostaje (Chávez-Sifontes y Domine, 2013; Martínez *et al.*, 2005).

IX.3.2.3. Carbono orgánico Total (COT).

Al efectuarse una mineralización parcial de los residuos orgánicos durante el vermicompostaje, se da una disminución del contenido de su MO y COT, este último se da de forma variable, dependiendo de la composición química del residuo orgánico (Moreno *et al.*, 2014; Nogales *et al.*, 2008). Los valores promedios de este parámetro a los 30, 60 y 90 días de vermicompostaje, se presenta en la Fig. 24. En el gráfico se observa que el porcentaje promedio de COT más alto se registró en el día 60 con 39.64%, y el porcentaje más bajo en el día 30 de iniciado el proceso (36.50%). Del día 60 al 90 se da una reducción en el porcentaje del COT del 1.26%. De acuerdo con Moreno *et al.* (2014) y Nogales *et al.*, (2008), se ha establecido que el porcentaje de reducción del COT se encuentra entre un 10 y 55%, en residuos fácilmente degradables. Como menciona

Nogales *et al.* (2008), la baja degradación del material lignocelulósico está relacionada con la composición química del residuo, que está en función de las proporciones de celulosas, hemicelulosas y ligninas (Chávez-Sifontes y Domine, 2013), así como el tiempo y la facilidad con que se degrada este material, esto hace que el COT puede reducirse o incrementarse (Romero *et al.*, 2006; Elvira *et al.*, 1996). Respecto a los residuos orgánicos evaluado en esta investigación, al ser material orgánico no convencional, con alta carga lignocelulósica, su degradación por vermicompostaje o compostaje es lenta (Alidadi *et al.*, 2012). La reducida degradación de la fracción lignina del material orgánico, se ve reflejado en la policondensación y síntesis de sustancias orgánicas al final del vermicompostaje (Benitez *et al.*, 2002). Se ha sugerido, que la baja degradabilidad de la lignocelulosa se debe a que la fracción lignina resiste la degradación, y al mismo tiempo su presencia influye en la degradación de la hemicelulosa (Hayawin *et al.*, 2011). De acuerdo con Paradelo *et al.* (2013), la degradación de la fracción celulosa y hemicelulosa ocurre durante los primeros meses del vermicompostaje, en tanto que degradación de la lignina se realiza a partir del quinto mes. Por lo tanto, se asume que los materiales utilizados en este trabajo debido a la carga lignocelulósica deben permanecer más tiempo bajo vermicompostaje, principalmente el BC. Sharma y Kumar (2019), mencionan que la reducción del contenido de COT puede darse después de 105 días de vermicompostaje.

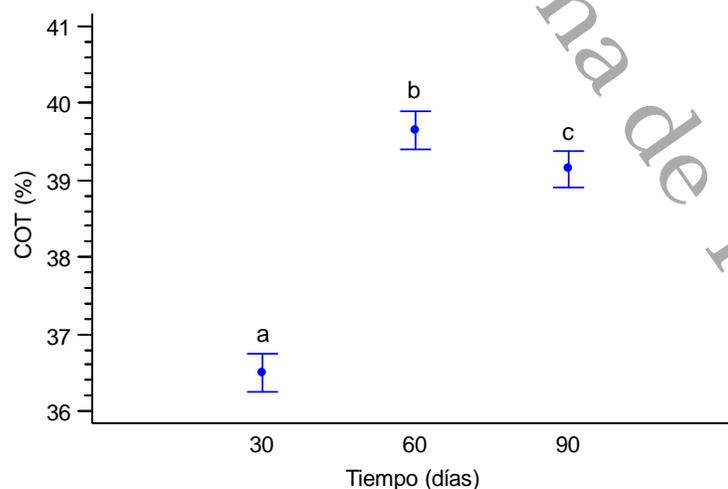


Fig. 24. Valores promedio (\pm EE) de COT del vermicompostaje por tiempo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Otra variable por medir durante el vermicompostaje fue el porcentaje de COT por tipo de residuo orgánico, datos que se presentan en la Fig. 25. En la figura se muestra valores contrastantes, resultado del análisis de medidas repetidas. El mayor porcentaje de COT se registró para los residuos CC y CP con 39.48% y 39.50% respectivamente, en tanto que el porcentaje más bajo se midió para el residuo BC con 36.28%. Para el BC, considerando la mayor cantidad de lignina-celulosa en el residuo, y el menor aporte de nitrógeno al proceso, no permitieron una degradación adecuada, y una mayor actividad microbiana (Hernández *et al.*, 2007), en la Fig. 25 puede apreciarse que el BC es el residuo que menor porcentaje de COT registró, comparado con los otros residuos. Sin embargo, de acuerdo con los criterios de Moreno *et al.* (2014) y Nogales *et al.*, (2008), el COT se encuentra dentro de los valores considerado como adecuado. Con respecto al porcentaje de COT por talla de lombriz, de acuerdo con los resultados del análisis de medidas repetidas, no se encontró diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$), por lo que el porcentaje promedio de COT fue similar en todas las tallas de lombrices.

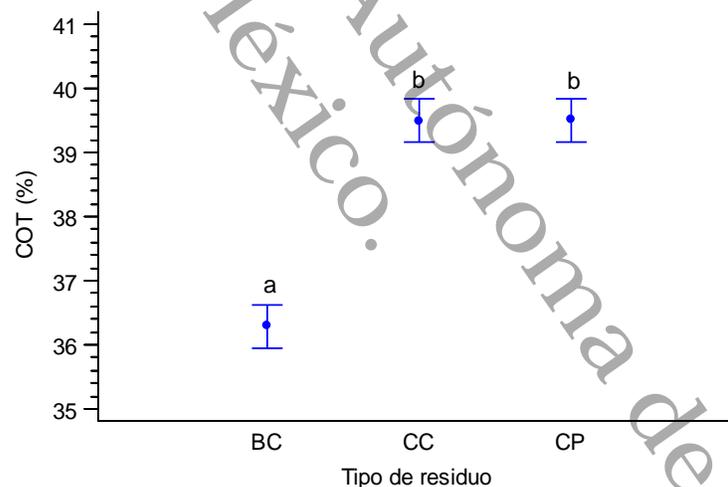


Figura 25. Valores promedio (\pm EE) de COT del vermicompostaje por tipo de residuo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Respecto al efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre el porcentaje de COT, los valores promedios se presentan en la Fig. 26. Sobre este gráfico se observan los valores promedios de todas las combinaciones entre los pares de factores. Se aprecia que la interacción del par de factores Tiempo-60*Etapa-MEZ, presentó el mayor porcentaje de COT (39.90%), aunque también puede apreciarse, que

esta condición fue similar para el tiempo 90, no así para el tiempo 30 donde presentaron los valores promedios más bajos de COT, Evidenciado con ello la diferencia estadística significativa ($p < 0.05$).

En lo que refiere al efecto de las interacciones de los pares de factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre la variable respuesta COT, se presentan en la Fig. 27. Se aprecia en la figura diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) entre dos grupos bien definidos, tiempos en sus niveles 60 y 90 días, con respecto al día 30. Es evidente que los mayores porcentajes de COT se registraron en la interacciones de los factores CC*60 y CP*90 (49.98 y 41.00%, respectivamente), en tanto que el valor más bajo se presentó en la interacción de los factores en los niveles BC*30.

La evaluación del efecto de interacción del factor Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre el porcentaje de COT, se presenta en la Fig. 28. En el gráfico se aprecian los valores promedios de todas las combinaciones de los pares de factores. De acuerdo con el análisis de medidas repetidas, se observan diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) entre los factores Etapa de lombriz*BC, con respecto al resto de los residuos. En la figura se observa que la interacción del par de factores en sus niveles SL*CP, registraron el mayor porcentaje de COT (40.97%), se aprecia para el par de factores JUV*CC como el más alto para este residuo (39.92%). Para el caso de los pares de factores Etapa de lombriz*BC, presentaron los valores promedio más bajos de COT, sobresaliendo como el más bajo, el par de factores AD*BC (35.30%).

De acuerdo con las observaciones de Chávez-Sifontes y Domine (2013), Alidadi *et al.* (2012), y Nogales *et al.* (2008), y los resultados obtenidos de COT en este trabajo, los contenidos lignocelulósicos, particularmente la lignina, tienden a aumentar con el tiempo, debido a su baja degradación, es decir se da una forma de acumulación de estos componentes en el producto final, por lo que debido a la carga lignocelulósica de los residuos no convencionales, se recomienda mantenerlos por más tiempo bajo vermicompostaje.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

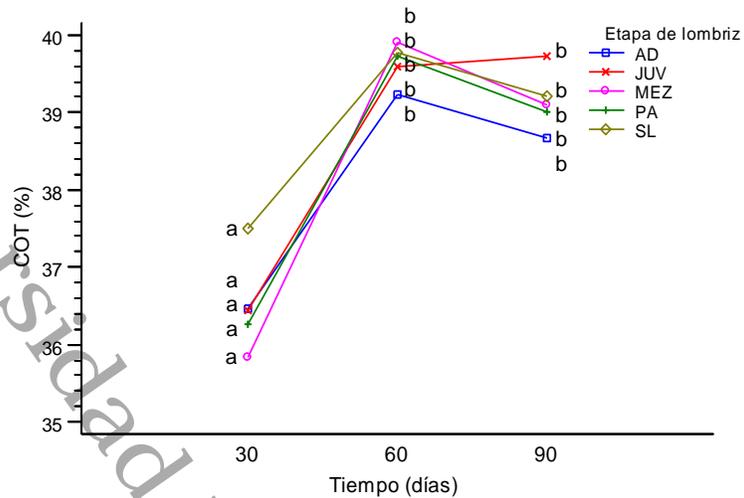


Figura 25. Efecto de interacción del factor Tiempo*Etapa de lombriz, sobre el carbono orgánico total, durante el vermicompostaje de residuos orgánicos. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$).

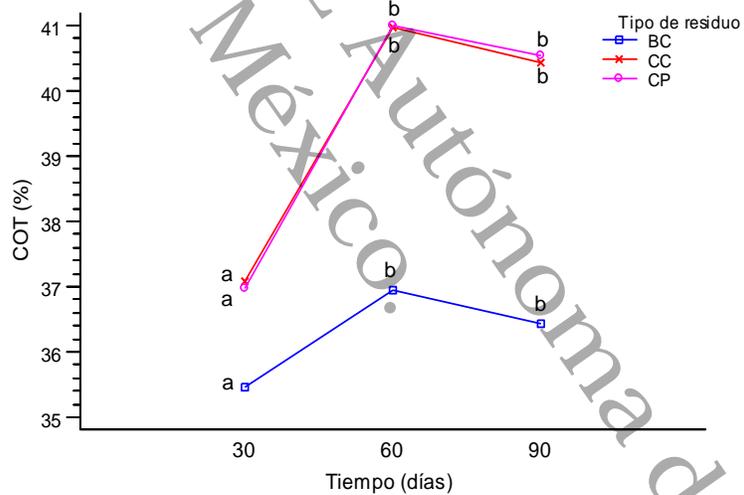


Figura 26. Efecto de interacción del factor Tiempo*Tipo de residuo, sobre el carbono orgánico total, durante el vermicompostaje de residuos orgánicos. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$).

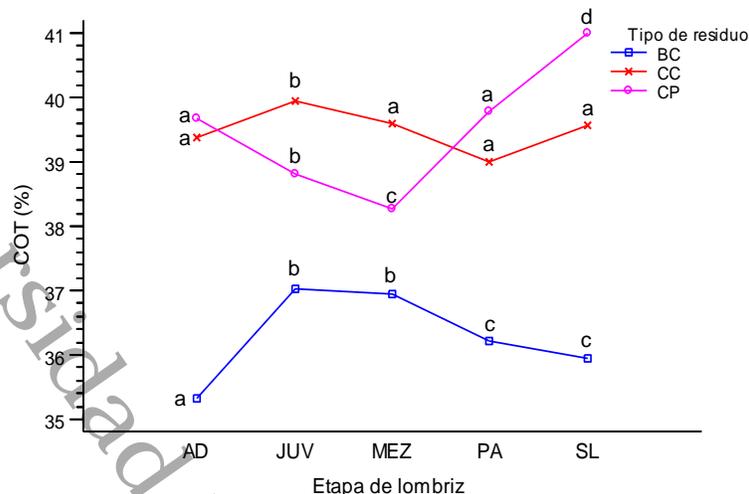


Figura 27. Efecto de interacción del factor Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre el carbono orgánico total, durante el vermicompostaje de residuos orgánicos. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$).

IX.3.2.4. Nitrógeno total (NT).

Durante el vermicompostaje, el monitoreo del NT se realizó para los tres tiempos evaluados, los resultados se presentan en la Fig. 28. En la figura se observan los valores promedios de NT, resultados del análisis de medidas repetidas, en el que se muestran diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) entre los tiempos. El valor promedio más bajo se observa para el día 30 de iniciado el proceso con 1.660%, y el más alto para el día 90 con 1.996%, como era de esperarse (Garg *et al.*, 2006), el material experimenta una estabilización al final de vermicompostaje. El aumento de los niveles de nitrógeno se dio en función de los tiempos, tipo de residuo y condiciones del proceso, en él la acción microbiana y de las lombrices como fauna acompañante mineraliza el nitrógeno orgánico a inorgánico, liberándolo para los organismos del suelo (Moreno *et al.*, 2014; Garg *et al.*, 2012; Suthar, 2009). Yadav y Garg (2011b), mencionan que el incremento de los niveles de nitrógeno es consecuencia de la mineralización del material orgánico rico en proteínas, que es convertida a nitrato. Además, concentraciones altas de nitrógeno contribuye a la disminución de la relación C/N en el producto final, por la pérdida de carbono en forma de CO_2 (Ansorena, 2016). Su presencia en el sustrato también contribuye a la producción de biomasa y a una mayor actividad microbiana (Arancon *et al.*, 2006). De acuerdo con las especificaciones químicas de la norma mexicana (DOF, 2008), una vermicomposta de calidad debe cumplir con un porcentaje de NT que oscile entre 1 y 4% en peso seco.

Los valores encontrados en este trabajo se ubican dentro de esos parámetros establecidos, y son similares a los encontrados por Thomas *et al.*, (2019), al vermicompostear estiércol de ganado.

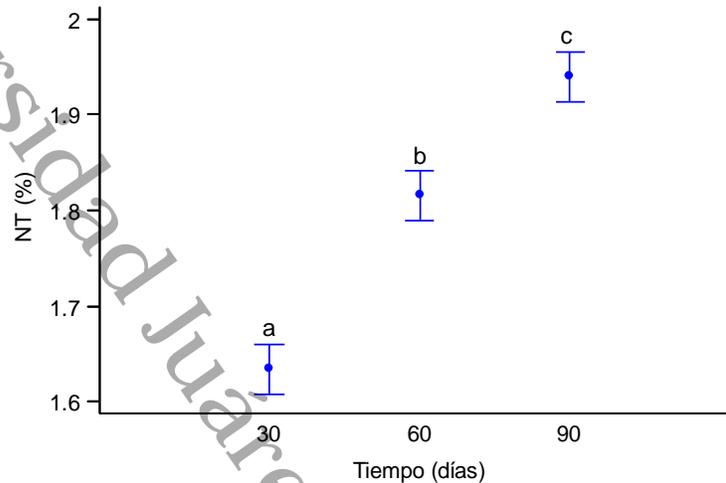


Figura 28. Porcentaje promedio del NT (\pm EE) del vermicompostaje por tiempo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Se analizó la dinámica del NT por tipo de residuo durante el vermicompostaje, al respecto, los valores promedios se presentan en la Fig. 29. En la figura se observa, como resultado del análisis por medidas repetidas, que existe una marcada diferencia estadística que resulta significativa entre los tres residuos evaluado ($p < 0.05$). El valor promedio más alto se presentó para el residuo CP con 2.07%, de acuerdo con Jiménez *et al.*, (2020), este incremento en el porcentaje de nitrógeno probablemente esté relacionado con el incremento de la biomasa microbiana, producto de la fermentación de los azúcares solubles presentes en la cáscara de piña, como lo demuestra altos conteos de microorganismos, incluyendo levaduras. Aranda *et al.* (2012), menciona que el nitrógeno y carbohidrato, disponible de los residuos contribuye a la síntesis proteica microbiana durante el vermicompostaje. Respecto al valor promedio más bajo, se presentó para el residuo BC, con 1.48%. A diferencia del residuo anterior, el BC por ser un residuo con una alta relación C/N, constituidos principalmente por celulosa y lignina (Hernández *et al.*, 2007), su degradación se vio reducida por la falta de nitrógeno, por lo que su transformación tuvo que ser estimulada con el nitrógeno suministrado por el residuo ruminal vacuno, en este caso el nitrógeno de la vermicomposta a partir de BC, proviene de esa fuente. De acuerdo con la norma mexicana (DOF, 2008), y de Thomas *et al.*

(2019), los valores promedios de nitrógeno se encuentran dentro de las especificaciones que indican un producto estabilizado. Para los valores promedios de nitrógeno con respecto a la talla de lombriz, no se observaron diferencias estadísticas significativas ($p>0.05$).

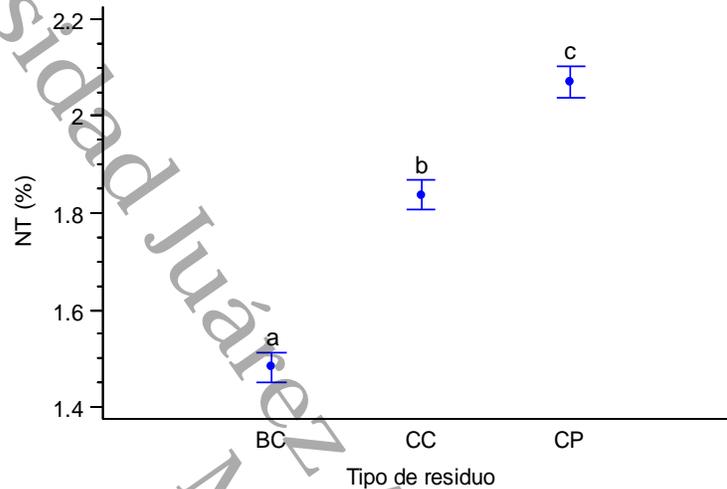


Figura 29. Porcentaje promedio del NT (\pm EE) del vermicompostaje por tipo de residuo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p<0.05$) (\pm EE: error estándar).

De acuerdo con la prueba LSD de Fisher de medidas repetidas, los efectos de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz sobre el NT se presentan en la Fig. 30. En el gráfico se observa que la interacción del par de factores Tiempo-90*Etapa-AD registró el mayor porcentaje de nitrógeno con 2.08%, en comparación con el resto de las interacciones. De igual manera en el mismo gráfico se observa que el porcentaje más bajo se registró en la interacción del par de factores Tiempo-30*Etapa-SL con 1.40%. Para los efectos de interacción del factor Tiempo*Tipo de residuo, los datos se muestran en la Fig. 31. En el gráfico se observa que el porcentaje promedio de nitrógeno se incrementó en la interacción del par de factores *Tiempo-90*CP* (2.26%). De igual manera, para el caso *BC*, pero en su interacción con el tiempo (*Tiempo 60*BC*), resultó tener el porcentaje más bajo de nitrógeno (1.38%), como era de esperarse por el tipo de residuo. Finalmente, para las interacciones entre los factores Tipo de residuo*Talla de lombriz (Fig. 32), se observa en el gráfico, que el mayor efecto de interacción se dio en los pares de factores *CP*Etapas-JUV*, *MEZ* y *AD* (2.61%, 2.12% y 2.08%), y el menor efecto de

interacción en los factores BC*Etapa-PA (1.38%), dónde se observa para este residuo y todas las etapas de lombriz los valores más bajos de NT.

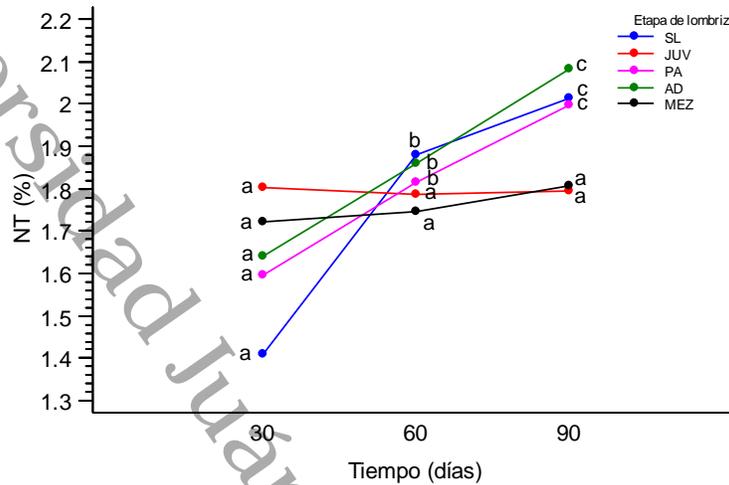


Figura 30. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre el nitrógeno total, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). SL: sin lombriz, JUV: juveniles, PA: preadultas, AD: adultas, MEZ: mezcla de todas las tallas.

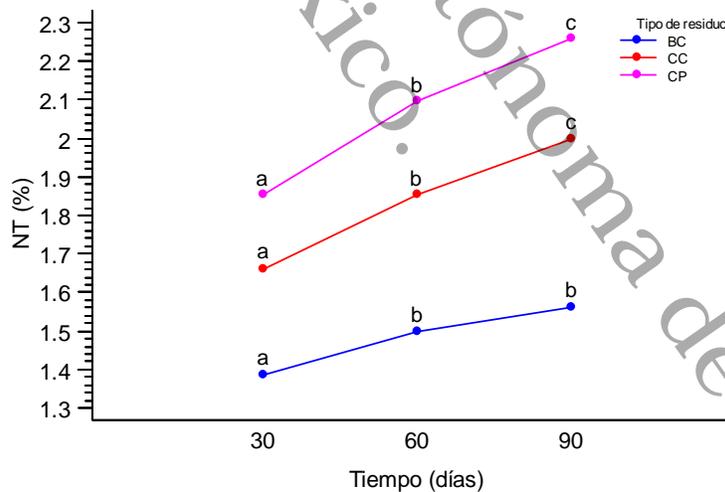


Figura 31. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre el nitrógeno total, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). BC: bagazo de caña, CC: cáscara de cacao, CP: cáscara de piña.

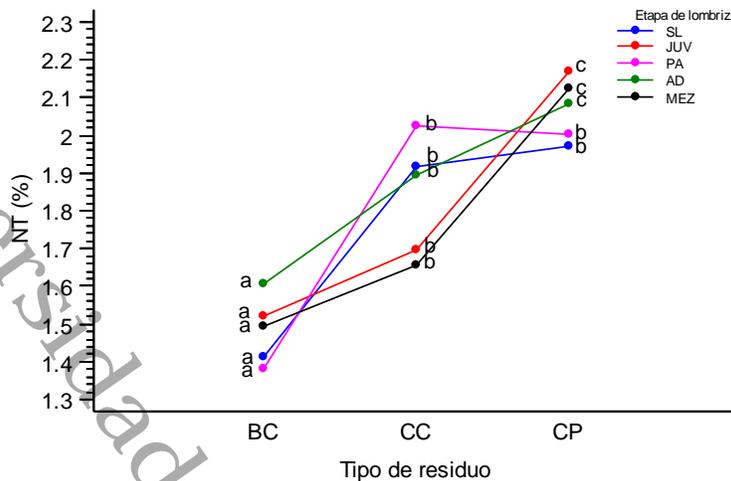


Figura 32. Efecto de interacción de los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre el nitrógeno total, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). SL: sin lombriz, JUV: juveniles, PA: preadultas, AD: adultas, MEZ: mezcla de todas las tallas.

Valores altos de nitrógeno en la CP está relacionado con la alta carga de microorganismos, sobre todo levaduras que facilitan la fermentación de los azúcares presente en el residuo al inicio del proceso de precompostaje, el uso de esos azúcares contribuye a la síntesis de biomasa y nitrógeno orgánico al final del proceso (Jiménez *et al.*, 2020; Aranda *et al.*, 2012; Hernández *et al.*, 2007). Para el caso del BC, la alta relación C/N es un indicador del bajo contenido de nitrógeno, por lo que su degradación tuvo que ser estimulada con el nitrógeno proveniente del residuo ruminal vacuno.

IX.3.2.5. Relación carbono/nitrógeno (C/N).

La relación C/N es un indicador del proceso de estabilización de la materia orgánica, que valora el grado de madurez de la vermicomposta. En la Fig. 33, se presentan los valores promedio de la relación C/N, en los tres tiempos evaluados durante el vermicompostaje de residuos no convencionales. El resultado del análisis de medidas repetidas, indican la existencia de diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) entre los tiempos. En la figura se observa que el valor promedio más bajo de C/N se dio al final del proceso de vermicompostaje (día 90) con un valor de 20.53, en contraste con el valor de 23.80 del día 30 de iniciado el proceso. Durante la degradación se da una disminución del COT como resultado de la reducción de la MO, y como consecuencia un incremento del nivel

de nitrógeno. Al inicio de la biodegradación altas relaciones de C/N en el material orgánico hacen lento el proceso, por lo que requiere más tiempo para su degradación. Debido a ello, es necesario suplementar el residuo con una fuente de nitrógeno (Wang y Schuchardt, 2010; Tuomela *et al.*, 2000). En el caso contrario, cuando la relación C/N es muy baja, existe pérdida de nitrógeno en forma de amoníaco (Pagans *et al.*, 2006), por lo que es necesario suplementar al residuo con una fuente de carbono para incrementar la relación C/N en el sustrato. Una adecuada relación C/N se estima entre 15 y 30/1, proporción que los microorganismos requieren para degradar eficientemente el material orgánico (Velasco-Velasco, *et al.*, 2016). La norma mexicana NMX-FF-109-SCFI-2008 (DOF, 2008), ha establecido como especificación química una relación C/N de <20 en la vermicomposta terminada, considerando esta referencia, los valores de C/N para la vermicomposta final obtenida, se encuentra por arriba del rango establecido por la norma. De acuerdo con Salgado *et al.* (2006), materiales orgánicos con una relación C/N mayor a 25, influye en su biodegradación, haciéndola más lenta, lo que hace necesario agregar un sustrato con aporte de nitrógeno para el ajuste correcto de ambos nutrientes.

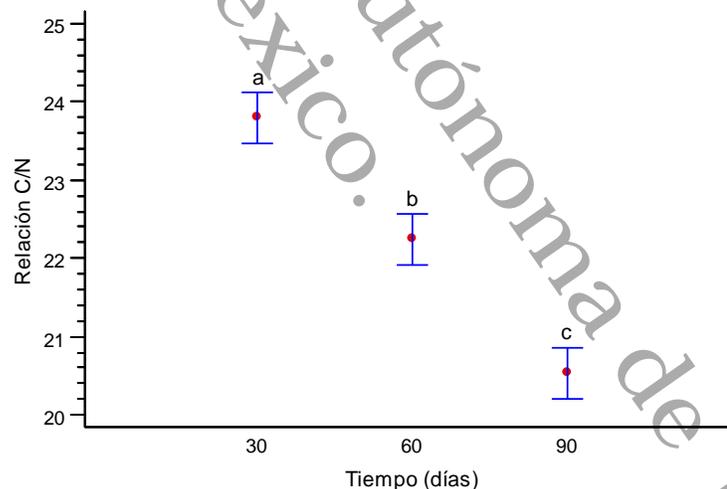


Figura 33. Valores promedio de la relación C/N (\pm EE) del vermicompostaje por tiempo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

El análisis de la relación C/N, considerando el tipo de residuo, se presenta en la Fig. 34. Los resultados del análisis de medidas repetidas y la prueba LSD de Fisher, muestran la existencia de diferencias estadísticas significativas entre los tipos de residuos ($p < 0.05$). En la figura se aprecia que la relación de los nutrientes C/N disminuyó en la

vermicomposta obtenida a partir de la cáscara de piña (20.0), esta condición coincide con los resultados del análisis de NT (Fig. 26), en la que el incremento del contenido de nitrógeno coincide con la reducción de la relación C/N. Para el caso del BC esta relación se presentó con el valor más alto (24.02), Thomas *et al.* (2018), al respecto afirma que el bagazo de caña es un residuo que presenta altas relaciones de C/N después de su vermicompostaje, tendencia observada en el BC analizado en este trabajo.

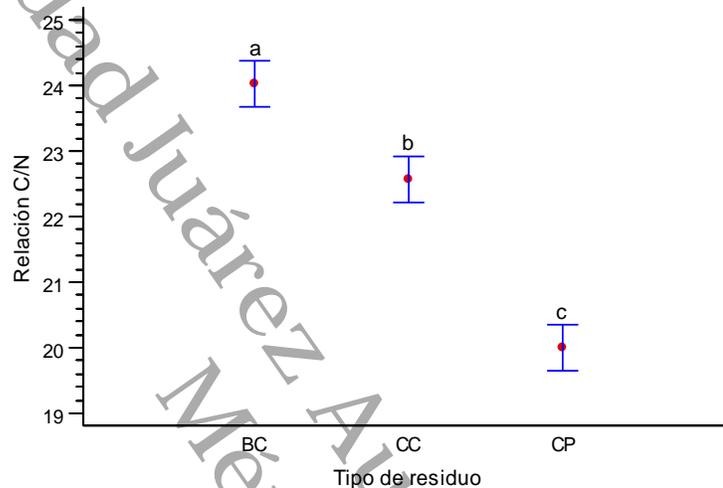


Figura 34. Valores promedio de la relación C/N (\pm EE) del vermicompostaje por tipo de residuo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Durante el vermicompostaje, se analizó también la tendencia de los valores de la relación C/N, considerando las tallas de las lombrices, datos se presentan en la Fig. 35. De acuerdo con el análisis de medidas repetidas (prueba LSD de Fisher), en la figura se aprecia, al igual que en los casos anteriores la existencia de diferencias estadísticas significativas entre las tallas de lombrices. Se aprecia que el valor más pequeño se dio para la etapa de lombriz AD ($20.74 \pm$ EE) que, a pesar del bajo valor, todavía se encuentra por arriba de lo establecido por la norma mexicana (DOF, 2008). Con relación al resto de las tallas de lombrices, los datos promedio de C/N, se encuentran por encima de lo que establece la citada norma, observando para este caso, la etapa MEZ de lombrices con el dato más grande ($23.29 \pm$ EE). De acuerdo con Stevenson (1994), cuando en la vermicomposta, los valores de la relación C/N se ubican entre 10 y 12, es resultado de una adecuada estabilidad biológica.

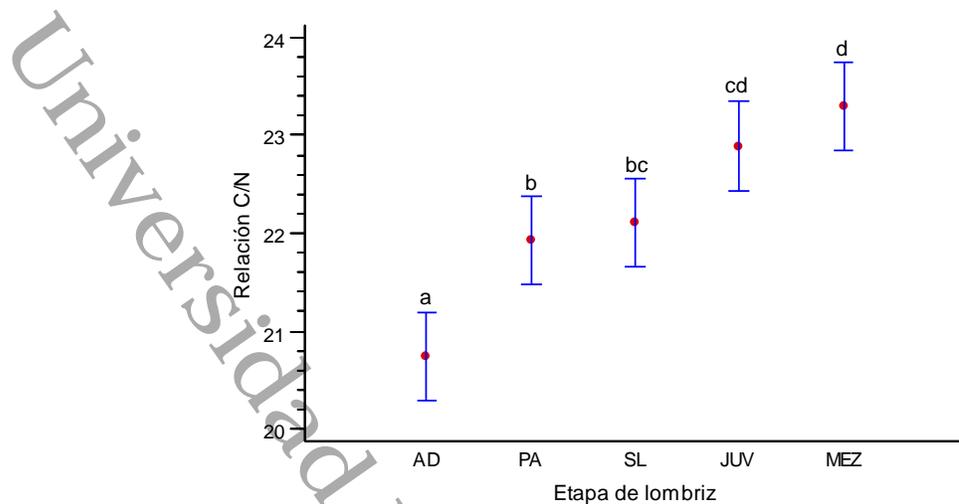


Figura 35. Valores promedio de la relación C/N (\pm EE) del vermicompostaje por etapa de lombriz. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$).

Dándole seguimiento al análisis los efectos de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz sobre la relación C/N, los valores se presentan en la Fig. 36. De acuerdo con el análisis de medidas repetidas (prueba LDS de Fisher), en el gráfico se observa que la interacción del par de factores Tiempo-90*Etapa-SL (18.55), y la interacción Tiempo-90*Etapa-AD (18.88), registraron los valores más bajo, al finalizar el vermicompostaje. Considerando las especificaciones de la norma mexicana (DOF, 2008), la biodegradación de los residuos no convencionales en estas dos interacciones, se encuentran dentro de los parámetros que especifica la norma. En lo que respecta a los efectos de interacción de los pares de factores Tiempo*Tipo de residuo en sus respectivos niveles, se muestran en la Fig. 37. Considerando el análisis de medidas repetidas (prueba LSD de Fisher), existe entre los tiempos y sus respectivas interacciones con el tipo de residuo, diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$). Hacia el día 90 se presentaron los valores más bajos, destacando la interacción del par de factores y respectivos niveles Tiempo-90*Tipo-CP, con una relación C/N de 18.39 como se observa en el gráfico. Estos valores son de importancia por encontrarse dentro de las especificaciones de la norma mexicana, no así el resto de las interacciones del par de factores que se muestra en la figura. Con relación a la Fig. 38, se presenta en ella los datos de las interacciones de los pares de factores Tipo de residuo*Etapa de lombriz, con sus respectivos niveles. En esta figura, puede apreciarse que el valor de la relación C/N más baja, se presentó en las interacciones de los pares de factores Tipo-CP*Etapa-JUV, MEZ y AD (18.88, 19.21 y 19.56,

respectivamente), al igual que los resultados presentados en la Fig. 37, estos valores se encontraron dentro de las especificaciones químicas de la norma mexicana. En las interacciones BC*Tipo de lombriz, la reducción de este parámetro estuvo por arriba de lo especificado por la norma. Respecto al BC, al ser un residuo con alto contenido lignocelulósico, su proporción de C/N suele ser más alto, aún después del vermicompostaje, por lo que su degradación es más lenta (Thomas *et al.*, 2018; Salgado *et al.*, 2006)

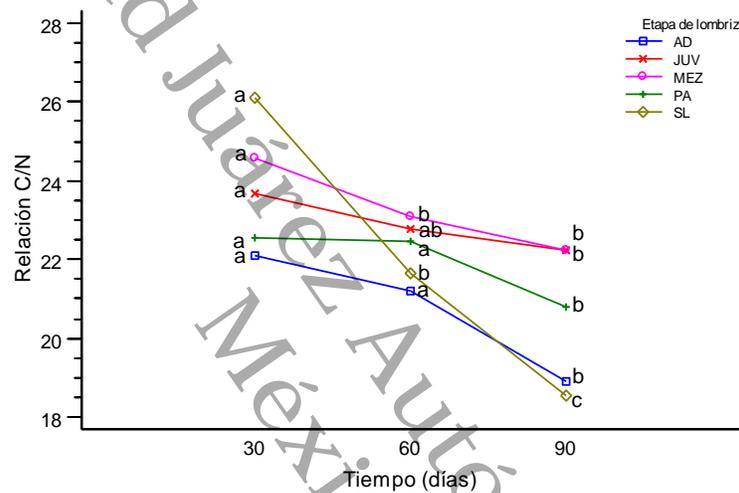


Figura 36. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre la relación C/N, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). SL: sin lombriz, JUV: juveniles, PA: preadultas, AD: adultas, MEZ: mezcla de todas las tallas.

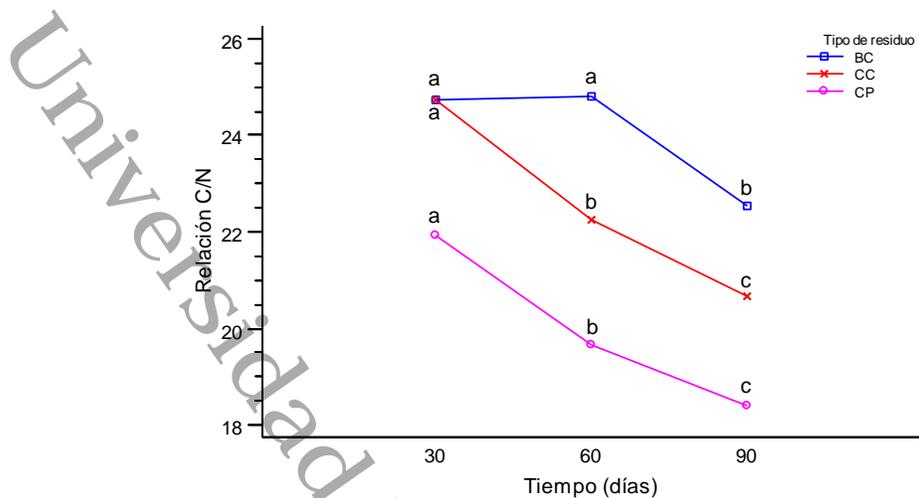


Figura 37. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre la relación C/N, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). BC: bagazo de caña, CC: cáscara de cacao, CP: cáscara de piña.

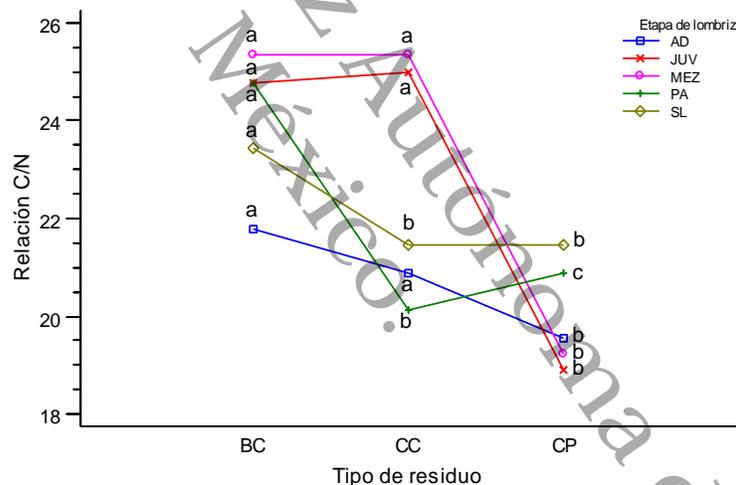


Figura 38. Efecto de interacción de los factores Tipo de residuo*Etapa de lombriz, sobre la relación C/N, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$).

IX.3.2.6. Capacidad de intercambio catiónico (CIC).

En la Fig. 39 se presentan los valores de la CIC medido en Cmol kg^{-1} , de las vermicompostas generadas por tiempos. De los resultados obtenidos del análisis de medidas repetidas (prueba LSD de Fisher), se encontró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tiempos evaluados. La principal diferencia se registró en el día 30 y 60 ($70.47 \text{ Cmol kg}^{-1}$, $69.80 \text{ Cmol kg}^{-1}$, respectivamente), que presentaron los valores más altos de

CIC, esto con respecto al día 90, dónde se dio el valor mas bajo ($67.60 \text{ Cmol kg}^{-1}$). De acuerdo con Wako (2021) y Vishakha *et al.* (2018), la vermicomposta contiene un alto contenido de cationes, que son liberados por la descomposición de la materia orgánica, aumentando de esta forma la CIC, este abono orgánico al aplicarse a un suelo infértil aumenta promueve su producción. Con base a la norma mexicana (DOF, 2008), las vermicompostas analizadas cumplen con el parámetro CIC, al encontrarse por arriba de los 40 Cmol kg^{-1} .

Durante el proceso de degradación y humificación se da un incremento en la oxidación de la materia orgánica, lo que conduce a un aumento de la CIC. Este parámetro es considerado como un indicador de estabilización del residuo (Bernal *et al.*, 1998). Así, valores elevados de CIC está relacionado con un grado mayor de estabilización y madurez, y aumento de sustancias húmicas en la vermicomposta (López *et al.*, 2021). La CIC es el total de cationes que son susceptibles de ser adsorbidos por unidad de peso de la vermicomposta, y que están disponibles para las plantas. Estas cargas se originan de las disociaciones de grupos funcionales de la materia orgánica y son dependiente del pH, por lo que un incremento en este parámetro origina un aumento de la CIC. (Moreno y Moral, 2008). De acuerdo con las especificaciones de la NXM-FF-109-SCFI-2008 (DOF, 2008), la CIC para la vermicomposta debe ser mayor a 40 Cmol kg^{-1} . Sin embargo, Edwards *et al.* (2010), consideran que una CIC adecuada para una vermicomposta de calidad debe estar entre 50 y 100 Cmol kg^{-1} .

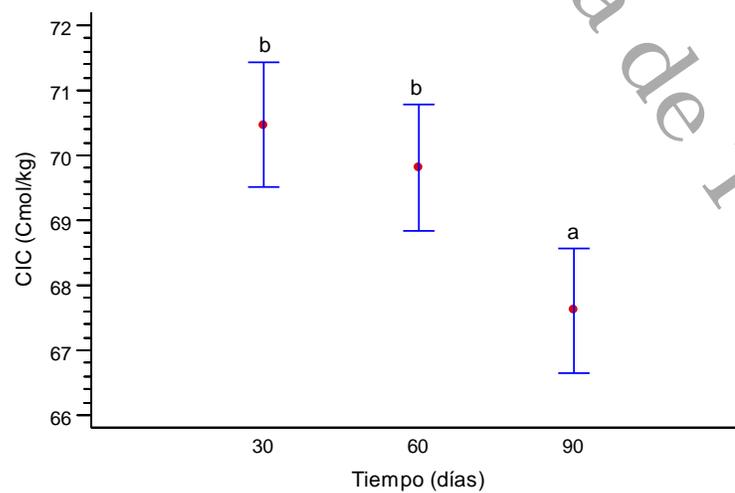


Figura 39. Valores promedio de la CIC (\pm EE) del vermicompostaje por tiempo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Con base en el análisis de medidas repetidas (prueba LSD de Fisher) ($p < 0.05$), los resultados de la CIC medido en Cmol kg^{-1} por tipo de residuo, se presenta en la Fig. 40. En la figura, se aprecia que existe entre los residuos una significancia estadística bastante alta, cabe resaltar que el mejor valor de CIC, que se registró corresponde a la CC con $79.86 \text{ Cmol kg}^{-1}$, seguido de la CP con $73.29 \text{ Cmol kg}^{-1}$, respecto a la vermicomposta de BC, quién presentó el valor más bajo de CIC con $54.71 \text{ Cmol kg}^{-1}$. El valor registrado en este residuo obedece a la poca cantidad de material biodegradable, que al oxidarse genera grupos funcionales y cationes que incrementa la CIC de la vermicomposta (López *et al.*, 2021). De acuerdo con la norma mexicana (DOF, 2008) en las tres vermicompostas el valor de la CIC se encuentra dentro de las especificaciones establecida. En lo que respecta a la CC, su valor alto es consecuencia de la mayor cantidad de compuestos hidrolizables presentes en el residuo. David-Santoya *et al.* (2017), encontró que la cáscara de cacao aporta mayor cantidad de cationes durante el vermicompostaje, e incrementa los valores de la CIC en el producto final, condición observada en los resultados obtenidos en este trabajo.

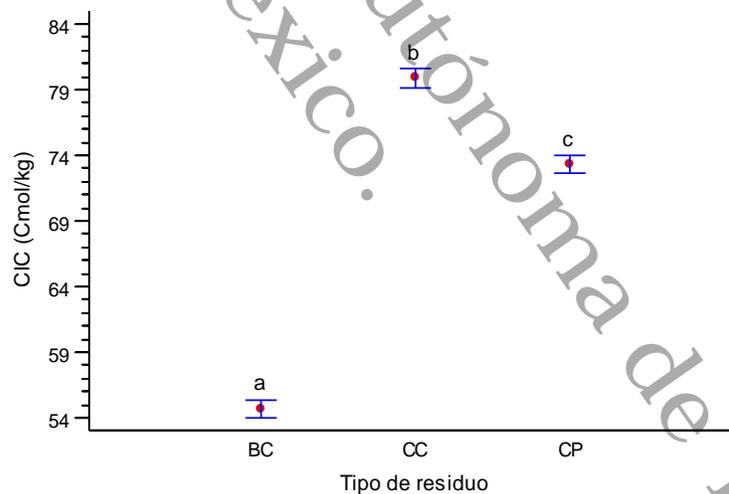


Figura 40. Valores promedio de la CIC ($\pm \text{EE}$) del vermicompostaje por tipo de residuo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) ($\pm \text{EE}$: error estándar).

Para el análisis del parámetro CIC (Cmol kg^{-1}) considerando la Etapa de lombriz, los resultados pueden observarse en la Fig. 41. En la figura se aprecia que nuevamente existen diferencias estadísticas significativas, previo análisis de medidas repetidas ($p < 0.05$) y la prueba LSD de Fisher. Destaca que el dato promedio más alto se registró

en la Etapa-MEZ con $75.91 \text{ Cmol kg}^{-1}$, y el promedio más bajo en la Etapa-AD con $64.92 \text{ Cmol kg}^{-1}$. Como se ha indicado en el análisis anterior, estos valores se encuentran por arriba de lo establece las especificaciones químicas de la norma mexicana, por lo que puede considerarse que la vermicomposta reúne las condiciones para ser un abono orgánico de calidad.

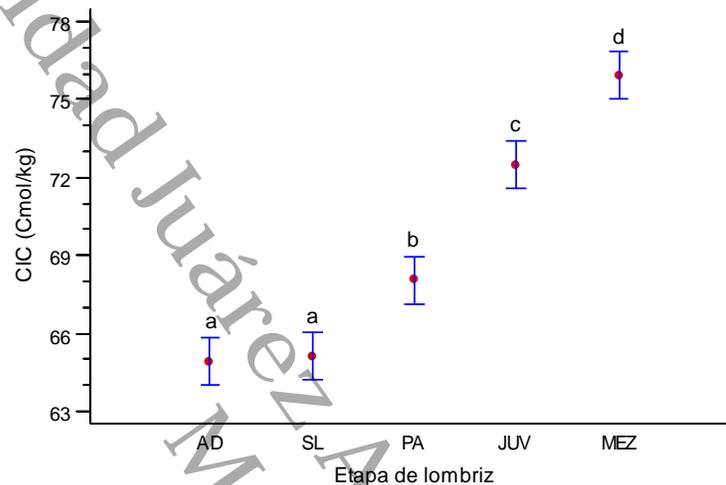


Figura 41. Valores promedio de la CIC (\pm EE) del vermicompostaje por tipo de residuo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Los resultados del análisis de medidas repetidas (prueba LDS de Fisher), de los efectos de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz sobre la CIC, se presentan en la Fig. 42. En el gráfico se observa que las interacciones de los pares de factores Tiempo-30-60*Etapa-MEZ ($78.08 \text{ Cmol kg}^{-1}$, y $78.08 \text{ Cmol kg}^{-1}$) registraron el valor mayor de la CIC, en tanto que el valor más bajo se registró para la interacción del par de factores Tiempo-90*Etapa-SL con $63.06 \text{ Cmol kg}^{-1}$. De acuerdo con las especificaciones de la norma mexicana, los valores registrados en estas interacciones se encuentran por encima de los que establece la normativa, por lo que se pueden considerar como abonos orgánicos de calidad. Para los efectos de interacción del factor Tiempo*Tipo de residuo sobre la CIC, los datos se presentan en la Fig. 43. En esta figura, se observa que el valor promedio más alto se registró para la interacción del par de factores Tiempo-30*CC ($81.11 \text{ Cmol kg}^{-1}$), dato que coincide con lo registrado por David-Santoya *et al.* (2017), para la cáscara de cacao vermicompostada, y los reportados por Ameen *et al.*, (2016).

En lo que respecta a las interacciones entre los factores Talla de lombriz*Tipo de residuo (Fig. 44), se observa en el gráfico, que el mayor efecto de interacción se dio en los pares de factores Etapas-MEZ*CP (87.31 Cmol kg⁻¹), seguido de la Etapa-MEZ*CC (83.64 Cmol kg⁻¹) y el menor efecto de interacción en los factores Etapa-AD*BC (51.00 Cmol kg⁻¹), aunque en todos los niveles de talla respecto al nivel BC, se observaron valores bajos. Sin embargo, al estar la CIC de las vermicompostas por encima de los 40 Cmoles kg⁻¹, cumple con las especificaciones de la norma.

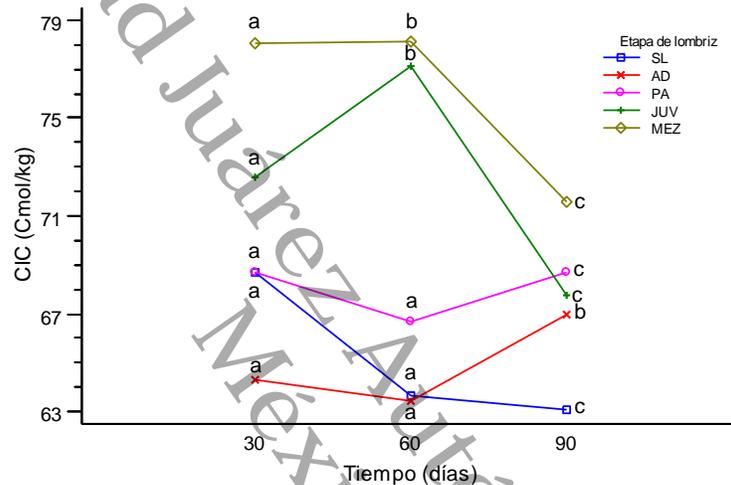


Figura 42. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre la CIC, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). SL: sin lombriz, JUV: juveniles, PA: preadultas, AD: adultas, MEZ: mezcla de todas las tallas.

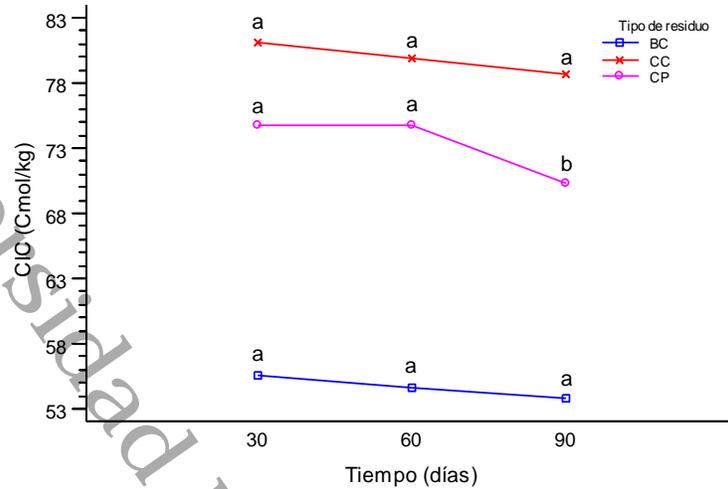


Figura 43. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre la CIC, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). BC: bagazo de caña, CC: cáscara de cacao, CP: cáscara de piña.

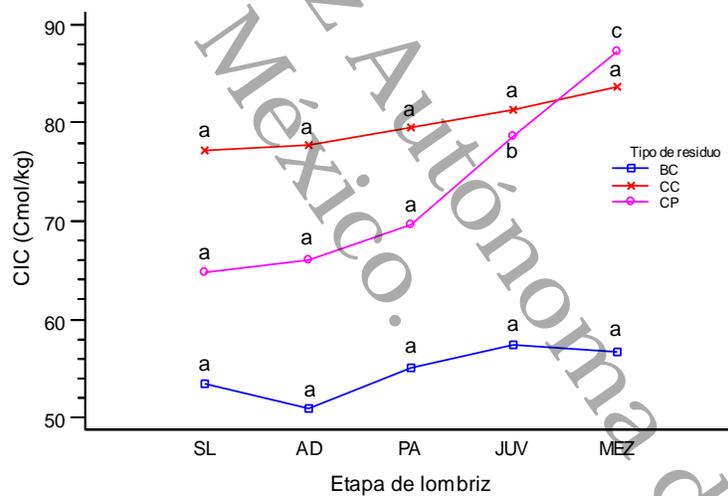


Figura 44. Efecto de interacción de los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre la CIC, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$).

IX.3.2.7. Conductividad eléctrica (CE).

La CE es considerada como una medida de referencia de la cantidad de sales en el sustrato (Hernández *et al.*, 2011). La presencia de sales durante el vermicompostaje puede afectar a las lombrices, desequilibrando la composición iónica de sus fluidos internos, ocasionando con ello pérdida de fluidos corporales, deshidratación, pérdida de movilidad y muerte. De acuerdo con Hughes *et al.* (2009), el contenido de sales para la

sobrevivencia de las lombrices debe ser menor de 8 dSm^{-1} . El análisis de la CE por tiempo se presenta en la Fig. 45. De acuerdo con el análisis de medidas repetidas, se encontró diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) entre tiempos. En la figura se aprecia que, a los 90 días, el valor promedio registrado fue de 9.09 dSm^{-1} , siendo este el más alto, comparado con los residuos iniciales, un patrón similar fue observada también por Yadav y Garg (2011a), al registrar un incremento en función del tiempo durante el vermicompostaje de estiércol de vaca, de aves y lodos de la industria alimentaria. El incremento de sales de acuerdo con Yadav y Garg (2013), Moreno y Moral (2008), y Sánchez-Monedero (2001), puede ser a consecuencia de la mineralización y liberación de iones fosfato, amonio y potasio (Kaviraj y Sharma, 2003). El valor más bajo se presentó al los 30 día de iniciado el proceso de vermicompostaje con 6.13 dS/m .

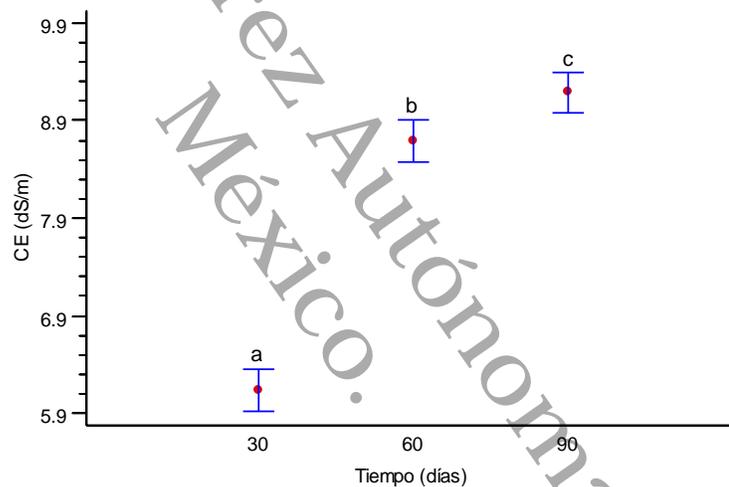


Figura 45. Valores promedio de la CE ($\pm EE$) del vermicompostaje por tiempo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) ($\pm EE$: error estándar).

Los datos del análisis de la CE por tipo de residuo composteado, se presenta en la Fig. 46, de acuerdo con el análisis de medidas repetidas (prueba LSD de Fisher), se encontró diferencias estadísticas significativas entre los tipos de residuos ($p < 0.05$). Las diferencias establecidas por el análisis indican que las vermicompostas que presentó el contenido de sales más alta fue el residuo CP con 7.17 dSm^{-1} , en tanto que el BC el más bajo con 6.09 dSm^{-1} . De acuerdo con las especificaciones químicas de la norma mexicana, la vermicomposta debe presentar una CE menor o igual a 4 dSm^{-1} , en este caso, las vermicompostas de los residuos orgánicos no convencionales se encuentran por arriba

de lo establecido por la mencionada norma. Sin embargo, bajo los criterios de la Norma Chilena de Compost (NCh, 2005), estas vermicompostas pueden considerarse como productos de tipo B, por estar debajo de los 8 dSm⁻¹.

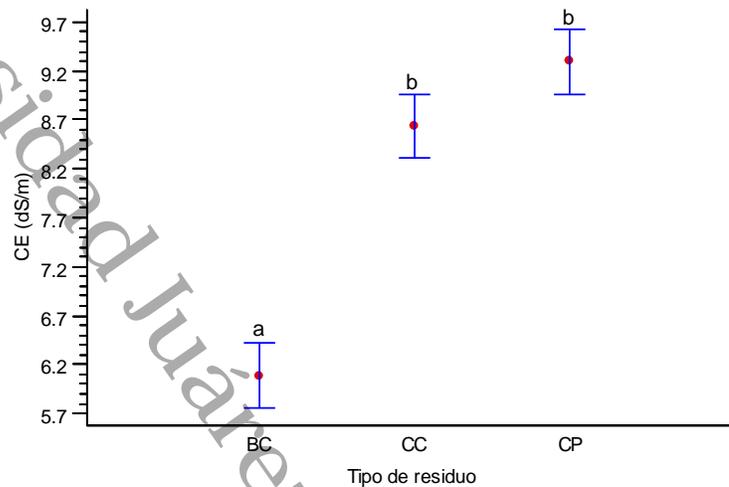


Figura 46. Valores promedio de la CE (\pm EE) del vermicompostaje por tipo de residuo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Los resultados del análisis de la CE considerando la Etapa de lombriz durante el vermicompostaje, se presentan en la Fig. 47. Tomando en cuenta los resultados de la prueba de medidas repetidas (LSD de Fisher) ($p < 0.05$), en la figura se aprecia que existe diferencias estadísticas entre las tallas de lombriz. Destaca que el valor promedio más bajo se registró en la Etapa-AD con 6.95 dSm⁻¹, a pesar de ser inferior, se encuentra por arriba del valor establecido por la norma mexicana. Los valores promedio más altos se dieron en el grupo conformado por las tallas SL, PA, JUV y MEZ, que no mostraron diferencias estadísticas, siendo ligeramente mayor la Etapa-JUV con 8.75 dSm⁻¹. Como se ha indicado anteriormente, los iones liberados durante la degradación de los residuos orgánicos se acumulan en el producto final del vermicompostaje, incrementando la CE (Deka *et al.*, 2011).

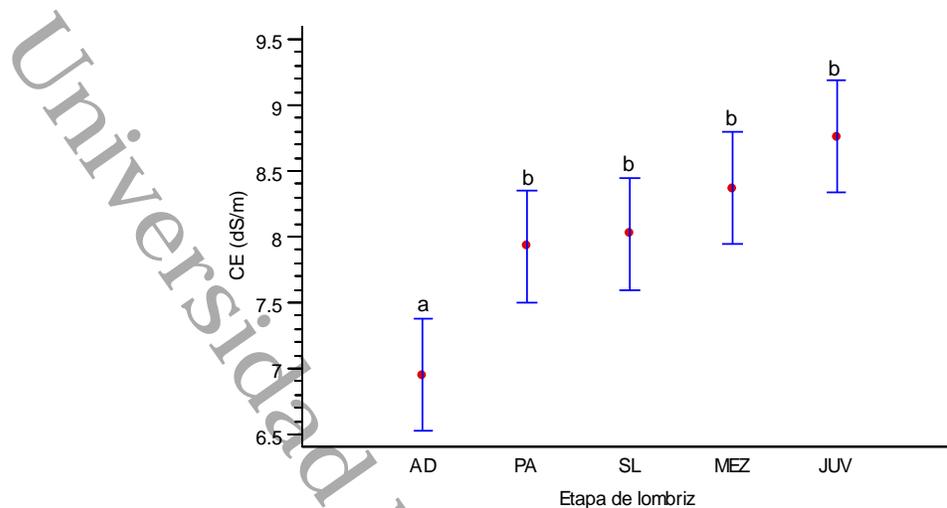


Figura 47. Valores promedio de la CE (\pm EE) del vermicompostaje por etapa de lombriz. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Los resultados de las interacciones de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre el CE en las vermicompostas se muestra en la Fig. 48. Como resultado del análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), se observa que existe diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$), En la figura, se aprecia un incremento de la CE con respecto al tiempo, en el que las interacciones de los pares de factores Tiempo-90*Etapa-AD (11.37 dSm^{-1}) y MEZ (10.55 dSm^{-1}), resultaron ser mayores que los registrados para el día 30 para las mismas tallas de lombrices. Se observa en la figura que el incremento de la CE es el resultado de la mineralización y acumulación de las sales en la vermicomposta. Para el caso de las etapas SL, PA y AD, el aumento en la CE no es tan alto, y su contenido es similar para los tres tiempos. Con respecto a las interacciones de los factores Tiempo*Tipo de residuo, los datos se presentan en la Fig. 49. De acuerdo con los resultados del análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), se encontró que existen diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$), entre los tiempos evaluados con respecto al tipo de residuo. En la figura se observa que el valor promedio más bajo de CE (dSm^{-1}), se registró en la interacción de los factores Tiempo-30*BC (4.64 dSm^{-1}), la composición química este residuo contribuye al reducido contenido de sales, no tanto así para los residuos CC y CP, que mostraron los valores promedios más altos en sus respectivas interacciones (Tiempo-90*CC, 10.81 dSm^{-1} y Tiempo-90*CP, 9.44 dSm^{-1}), a diferencia del residuo anterior, los residuos CC y CP contiene minerales como Ca, Fe, Mg, K, Na, Mn, etc.

(Hernández *et al.*, 2021; Rojo-Poveda *et al.*, 2020; Morais *et al.*, 2017), lo que contribuye a que la CE se incremente.

De acuerdo con el análisis de medidas repetidas y la prueba LSD de Fisher ($p < 0.05$), las interacciones entre los factores Talla de lombriz*Tipo de residuo se presentan en la Fig. 50. En la figura se observa que el factor BC, es el residuo que presentó los valores más bajos de CE en todas las etapas de lombrices, siendo evidente la interacción de los factores Etapa-AD con el valor más bajo (5.29 dSm^{-1}), y el más alto para este mismo residuo, fue de 7.10 dSm^{-1} . Para el caso del residuo CP, se observó que el valor más alto se registró en la interacción de los factores Etapa-JUV*CP con 10.07 dSm^{-1} . De acuerdo con Khwanchi y Kannorn (2018), valores altos de CE puede ser consecuencia de la liberación de sales minerales incluyendo el potasio, el amonio y los fosfatos, durante el vermicompostaje. Considerando las especificaciones de la norma mexicana, los valores de la CE registrados en este ensayo superan los 4 dSm^{-1} , sin embargo, la vermicomposta del BC en todas las tallas de lombrices, la CC y CP, al menos en la talla-AD, cumplen como producto tipo B, por estar por debajo de los 8 dSm^{-1} , de acuerdo con la norma chilena (NCh, 2005).

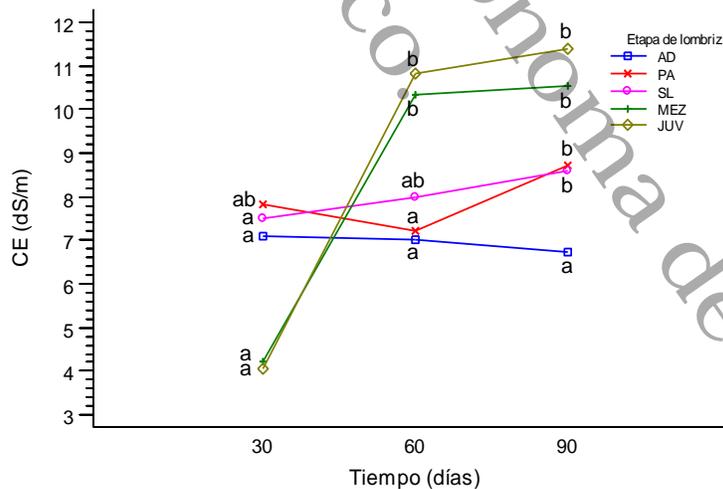


Figura 48. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre la CE, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). SL: sin lombriz, JUV: juveniles, PA: preadultas, AD: adultas, MEZ: mezcla de todas las tallas.

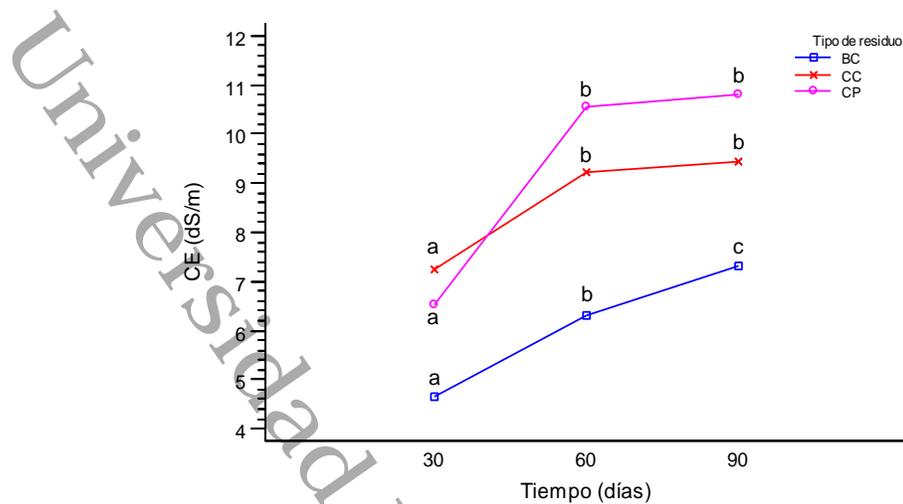


Figura 49. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre la CE, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). BC: bagazo de caña, CC: cáscara de cacao, CP: cáscara de piña.

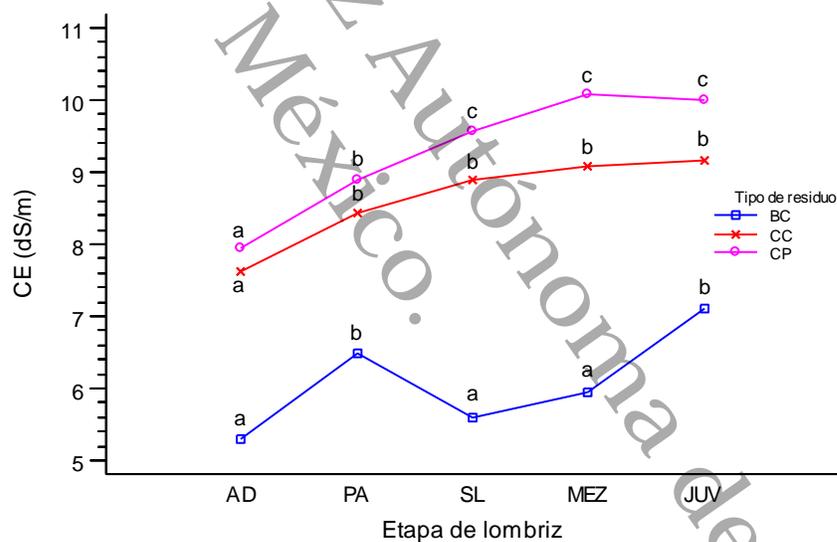


Figura 50. Efecto de interacción de los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre la CE, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). BC: bagazo de caña, CC: cáscara de cacao, CP: cáscara de piña.

IX.3.2.8. Potasio (K).

El *K* es un elemento importante para la fertilidad de los suelos, y puede ser suministrado por los abonos orgánicos (Singh *et al.*, 2001). Durante el vermicompostaje el *K* es liberado

de los residuos por efecto de la actividad microbiana, haciendo más biodisponible el elemento para las plantas (Biswash *et al.*, 2014), cuando la vermicomposta es aplicada como abono al suelo.

Durante el vermicompostaje, el monitoreo del K se realizó para los tres tiempos evaluados, los resultados se presentan en la Fig. 51. En la figura se observan los promedios porcentuales de K, que de acuerdo con el análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), indican que existen diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) entre los tiempos. El valor promedio más bajo se observó para el día 30 de iniciado el proceso, con 6.34%, y el más alto para el día 90 con 10.40%. El aumento del contenido este elemento al final del proceso fue alrededor del 39.03%, en comparación con el contenido de K del residuo inicial, valor similar registrado por Yadav y Garg, (2011), quien considera que este incremento se le atribuye a la composición química del material orgánico de partida. El K al ser un elemento importante en la fertilidad de los suelos y nutriente esencial para las plantas, su biodisponibilidad debe estar garantizada, en este caso, los residuos orgánicos vegetales y animales son una fuente de este nutriente que mejora la productividad del suelo (Padmavathiamma *et al.*, 2008). De acuerdo con la norma NMX-AA-180-SCFI-2018 (DOF, 2018), la vermicomposta final debe ser considerada como un fertilizante orgánico, al exceder el 3% del contenido del nutriente que especifica la norma como límite permitido en el producto final, en este caso al día 90 el porcentaje de K es de 10.4%.

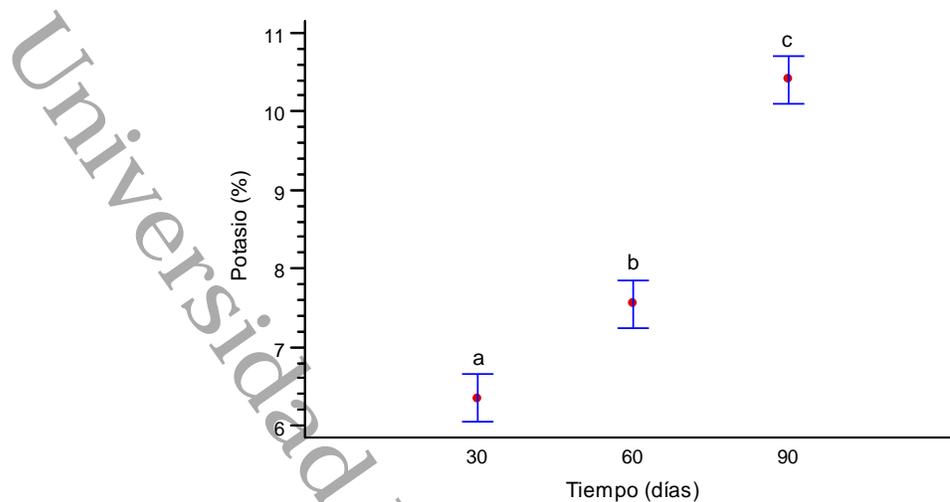


Figura 51. Valores promedio del porcentaje de K (\pm EE) del vermicompostaje por tiempo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

El contenido de potasio, considerando el tipo de residuo durante el compostaje, se presenta en la Fig. 52. Tomando en cuenta el análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), se observa en la figura un contraste estadístico significativo ($p < 0.05$), además, un comportamiento similar al análisis entre tiempos (Fig. 51). Es evidente en este caso que la CP resultó con el mayor porcentaje de K con 13.1%, este incremento del elemento es reflejo de la composición química del residuo. Para David-Santoya *et al.* (2017), la cáscara de cacao contiene los porcentajes más altos de K, en tanto que aquellos residuos lignocelulósicos su concentración es menor. Para el caso del BC, este residuo registró el porcentaje más bajo durante su vermicompostaje (0.18%), es evidente que la mayor cantidad de material lignocelulósico contribuye al poco contenido de K en el producto final. Considerando la norma mexicana (DOF, 2018), y los resultados de K para los residuos, la vermicomposta a partir de BC, puede ser considerada como un abono mejorador de suelo, en tanto que la vermicomposta a partir de CP, puede ser considerada como fertilizante orgánico, al sobrepasar el valor máximo permitido por la citada norma.

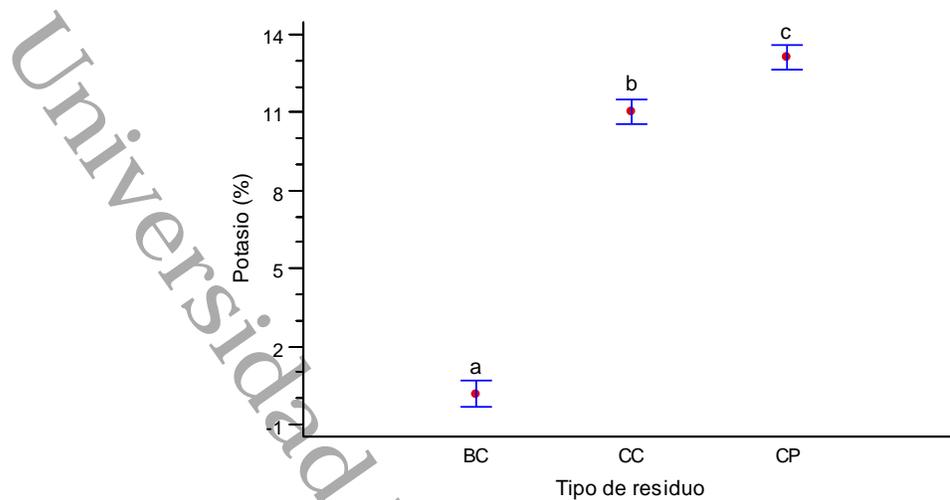


Figura 52. Valores promedio del porcentaje de K (\pm EE) del vermicompostaje por tipo de residuo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Para el contenido de K, considerando las tallas de lombrices, durante la estabilización de los residuos orgánicos, los resultados se presentan en la Fig. 53. Tomando en consideración el análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), en la figura se observa diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$). Para el caso de esta evaluación, se encontró que la talla que presentó el mayor porcentaje de K corresponde a la Etapa-MEZ con 10.97%, al igual que en los casos anteriores. Al respecto Mistry *et al.* (2015), reporta porcentajes que van de 0.8 a 15.8% de potasio en residuos vegetales vermicomposteados, estos valores coinciden con los registrados en este trabajo. El alto porcentaje del elemento está relacionado con la composición química del material orgánico. El potasio que procede de la degradación de las formas orgánicas fácilmente hidrolizables experimenta un efecto de concentración, lo que refleja un mayor contenido en la vermicomposta final. Caso contrario sucede con el material orgánico con menos compuestos hidrolizables donde el contenido de potasio es bajo, que al ser degradado no contribuye a la presencia de K en la vermicomposta, es el caso que se observa en la Etapa-AD, donde el BC por su composición química lignocelulósica no contribuye como fuente de potasio (6.15%), este elemento proviene del contenido ruminal vacuno.

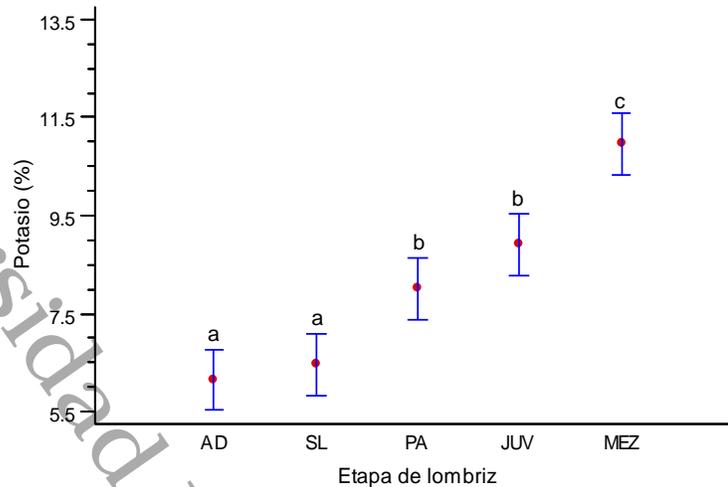


Figura 53. Valores promedio del porcentaje de K (\pm EE) del vermicompostaje por etapa de lombriz. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

El análisis por medidas repetidas (LSD de Fisher) de los resultados de las interacciones de los factores sobre el contenido de K en las vermicompostas, muestra diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$). En la Fig. 54 se aprecia que las interacciones Tiempo*Etapa de lombriz que presentó el mayor porcentaje de K, fue al final del proceso (día 90), sobresaliendo la interacción del par de factores Tiempo-90*Etapa-MEZ con 12.59%, seguido del par de factores Tiempo-90*Etapa-JUV con 11.85%. El porcentaje más bajo registrado, estuvo representado por el par de factores Tiempo-30*Etapa-MEZ con 3.48%. Para las interacciones considerando los factores Tiempo*Tipo de residuo, se presentan en la Fig. 55. Considerando los resultados del análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), se puede observar en la figura la existencia de contrastes estadísticos significativos entre los tiempos en al menos dos residuos. Como se ha mencionado en figuras anteriores, son las vermicompostas de CP y CC los que presentaron los porcentajes más altos de K, para los casos, las interacciones del par de factores Tiempo-90*CP con un porcentaje de 15.96, seguido del par de factores Tiempo-90*CC con 14.96%. Finalmente, las interacciones considerando los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, y de acuerdo con los resultados del análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher) (Fig. 56), se encontró diferencias estadísticas significativas entre el par de factores MEZ*CC-CP, con respecto al resto de las tallas de lombrices. Destaca en la figura el efecto de interacción del par de factores MEZ*CP (16.86%), con respecto a la

concentración de K. Es evidente también, que el BC en su interacción con las tallas de lombrices, no se observó diferencias estadísticas, lo que indica como se ha sugerido anteriormente, que la composición química del residuo de partida condiciona la presencia del K en la vermicomposta.

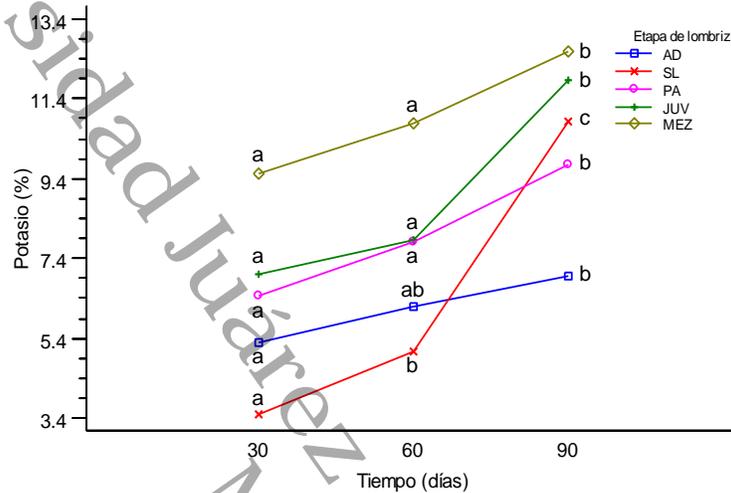


Figura 54. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre el K, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). SL: sin lombriz, JUV: juveniles, PA: preadultas, AD: adultas, MEZ: mezcla de todas las tallas.

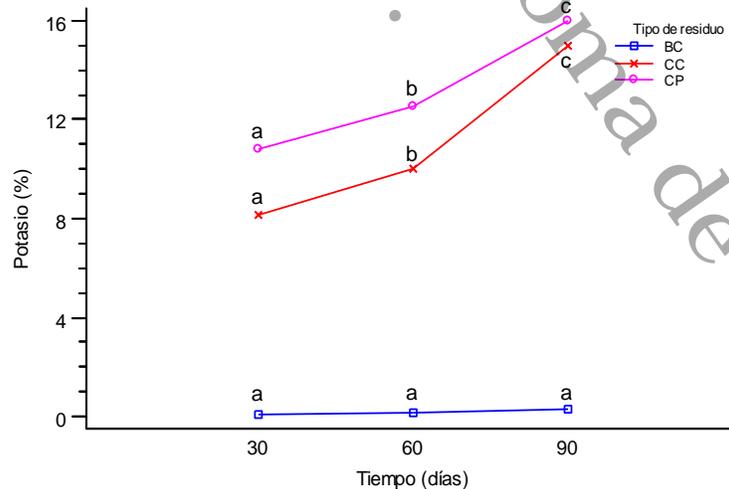


Figura 55. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre el K, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$).

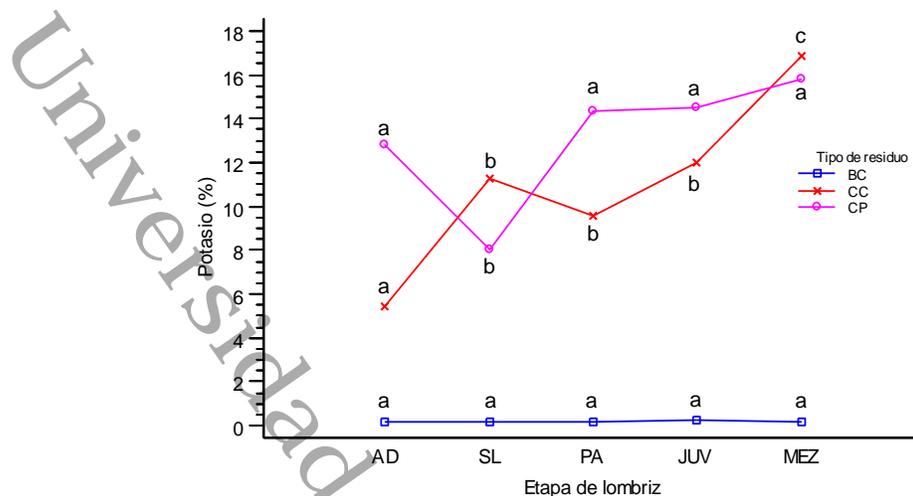


Figura 56. Efecto de interacción de los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre el K, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). BC: bagazo de caña, CC: cáscara de cacao, CP: cáscara de piña.

IX.3.2.9. Fósforo (P).

El fósforo es un elemento importante que contribuye a la fertilidad del suelo y en consecuencia a la nutrición de las plantas (Busato *et al.*, 2012). Es el segundo nutriente más importante para las plantas después del nitrógeno, existe en forma inorgánica u orgánica en el suelo, y su biodisponibilidad es determinada por factores físicos, químicos y biológicos (Zhong *et al.*, 2017). En la mineralización del fósforo orgánico, los microorganismos y las lombrices de tierra juegan un papel importante, ellos contribuyen a la biodisponibilidad y solubilización del fósforo (Scervino *et al.*, 2010). Los resultados de la evaluación del contenido de fósforo de los residuos orgánicos BC, CC y CP vermicompostado, considerando los tiempos, se presentan en la Fig. 57. De acuerdo con el análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), en la figura se aprecia una diferencia estadística altamente significativa ($p < 0.05$), en la que se evidencia que el contenido de P se incrementó en función de los tiempos evaluados. El porcentaje promedio mayor de este elemento se presentó una vez finalizado el vermicompostaje (día 90) con 1.16%, comparado con el porcentaje del material inicial. El incremento del contenido de P es consecuencia de la degradación del material orgánico, y de la pérdida de masa durante el vermicompostaje (Dui-an *et al.*, 2013), lo que contribuye a una mayor disponibilidad del elemento para el suelo y las plantas, cuando la vermicomposta es

aplicada como abono orgánico. De acuerdo con Edwards *et al.* (2010), en una vermicomposta es conveniente contenidos de P superior al 0.5%, los resultados obtenidos de este nutriente en este trabajo superan el porcentaje mencionado por estos autores.

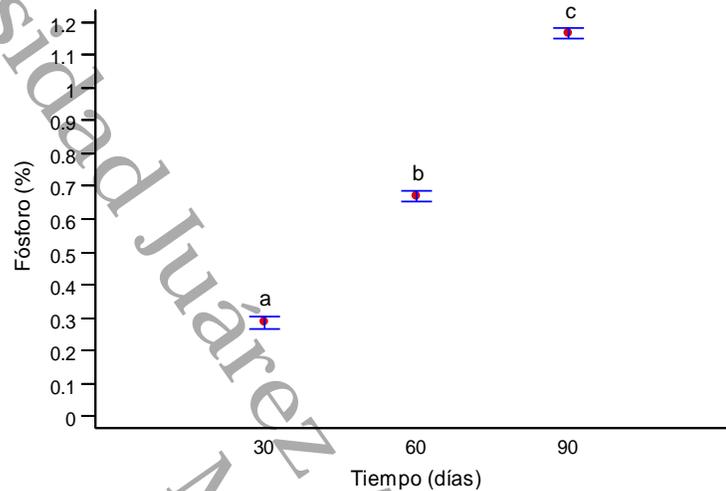


Figura 57. Valores promedio del porcentaje de K (\pm EE) del vermicompostaje por tiempo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Respecto al porcentaje de P considerando el tipo de residuo, los resultados se muestran en la Fig. 58. Considerando el factor residuo, se aprecia en la figura, la existencia de contraste estadístico significativo ($p < 0.05$). Se observa que, de los tres residuos evaluados, el BC fue el que mayor porcentaje de P aportó a la vermicomposta, con 0.79%, disminuyendo para la CC y CP con 0.68% y 0.64% respectivamente. De acuerdo con David *et al.* (2017), el abono orgánico a partir de la cáscara de cacao presenta valores bajos de fósforo. Resulta de interés, que el BC a pesar de ser un material lignocelulósico (34.1% de celulosa, 31.1% de hemicelulosa y 6.6% de lignina) (Lagos-Burbano y Castro-Rincón, 2019), resultó ser el de mayor porcentaje de P. Al respecto, puede decirse que este incremento puede provenir de la degradación del residuo ruminal vacuno, con el que se ajustó la relación C/N previo al vermicompostaje del BC. De acuerdo con Jiménez *et al.* (2004), el estiércol de vaca presenta en promedio 0.98% de fósforo, otros resultados obtenidos por Figueroa-Viramontes *et al.* (2009), sugieren que el porcentaje es de alrededor del 0.54%, estos valores son similares a los encontrados en este análisis. Con

base en lo anterior, el aporte del suplemento ruminal vacuno contribuyó al incremento del P en la vermicomposta de BC.

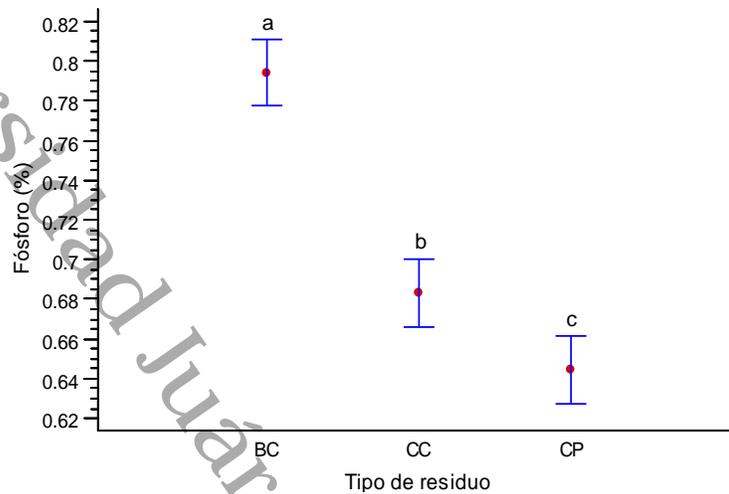


Figura 58. Valores promedio del porcentaje de P (\pm EE) del vermicompostaje por tipo de residuo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Para el análisis del contenido de fósforo, considerando la talla de lombriz, los resultados de la prueba de medidas repetidas (LSD de Fisher) ($p < 0.5$), se presentan en la Fig. 59. En la figura se aprecia que los mayores incrementos de P en las vermicompostas están indicados por las tallas JUV y MEZ, con 0.76% (\pm EE) y 0.83% (\pm EE), respectivamente, se observa en estas tallas una diferencia estadística significativa, con respecto al resto de ellas. El menor porcentaje de P se registró en la talla AD con un 0.62% (\pm EE) y no se presentó significancia estadística con las tallas SL y PA ($p > 0.05$).

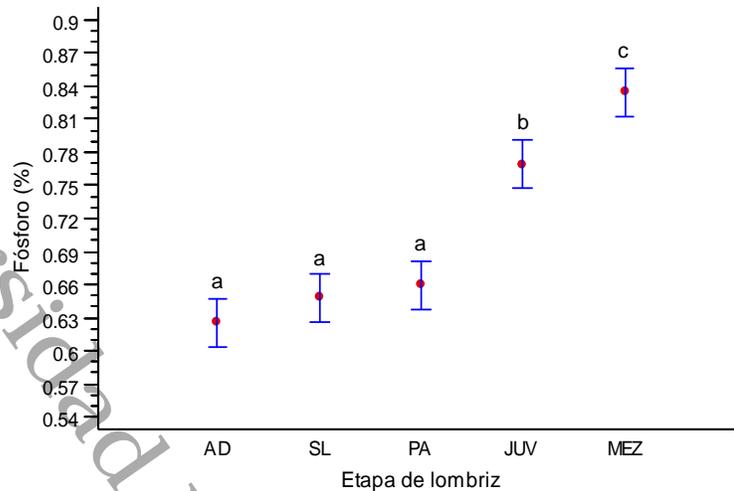


Figura 59. Valores promedio del porcentaje de P (\pm EE) del vermicompostaje por etapa de lombriz. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Tomando en cuenta los resultados de las interacciones de los factores evaluados sobre el contenido de fósforo en las vermicompostas generadas, estos se muestran en la Fig. 60. De los resultados del análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), se observó la existencia de diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$). En la figura se aprecia que el contenido de fósforo se incrementa en función del tiempo de vermicompostaje, en que todas las tallas de lombrices al día 90 registraron los valores más altos de P. Del par de factores que presentaron el mayor porcentaje de P fue la interacción Tiempo-90*Etapa-MEZ con un 1.28%. El contenido de fósforo al inicio del proceso (día 30), fue el más bajo para todas las tallas. Esta condición, es resultado de que el material orgánico al experimentar degradación biológica, los nutrientes se van liberando conforme evoluciona el proceso, concentrándose al finalizar éste.

Para las interacciones considerando los factores Tiempo*Tipo de residuo, los resultados se presentan en la Fig. 61. En la figura se muestra que al igual que en el caso anterior, existe un incremento del nutriente que está en función del tiempo de vermicompostaje, lo que se manifiesta como la significancia estadística entre tiempos evaluados de acuerdo con los resultados del análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher) ($p < 0.05$). Al día 30, se registraron los porcentajes más bajo de P, en el que la interacción del par de factores Tiempo-30*CC resultó con porcentaje más bajo (0.23%), y el más altos para la interacción del par de factores Tiempo-90*BC con 1.25%. El contenido alto de fósforo es similar a los

reportados por David-Santoya *et al.*, (2017) y Bohórquez *et al.*, (2014). Como se indicado, conforme evoluciona el vermicompostaje, los nutrientes incluyendo el fósforo se libera del material orgánico, favoreciendo su concentración en la vermicomposta final, lo que contribuye a que el contenido del nutriente sea mayor. Finalmente, los resultados de las interacciones considerando los factores Tipo de residuo*Etapa de lombriz, se presentan en la Fig. 62. De acuerdo con la prueba de medidas repetidas (LSD de Fisher), se encontraron diferencias estadísticas entre los tipos de residuos. La tendencia del contenido de P es similar a lo que ha revisado en figuras anteriores, en la que el BC es el residuo que mayor porcentaje del nutriente aporta a la vermicomposta. Para el caso, el mayor porcentaje de P se registró en la interacción del par de factores Tipo-BC*MEZ con 0.85%, en tanto que el porcentaje más bajo fue registrado en la interacción Tipo-CP*AD con 0.54%. El fósforo que aporta el contenido ruminal vacuno, al ser degradado junto con el BC por microorganismos y lombrices, contribuye a que el nutriente aumente en la vermicomposta final, como lo han sugerido Figueroa-Viramontes *et al.* (2009) y Jiménez *et al.* (2004).

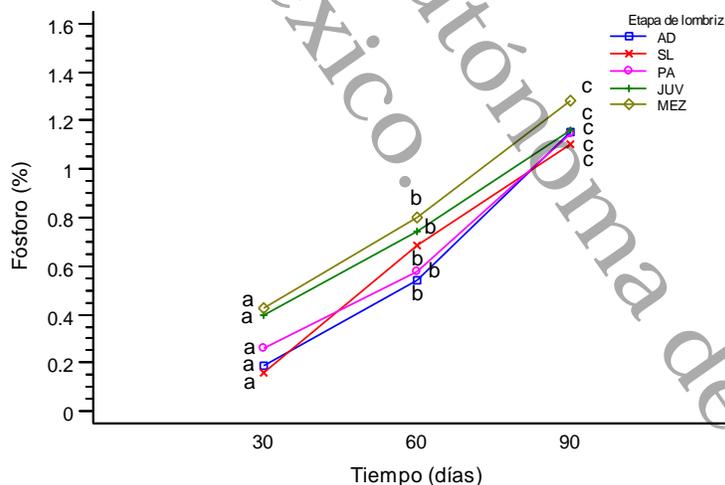


Figura 60. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre el P, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). SL: sin lombriz, JUV: juveniles, PA: preadultas, AD: adultas, MEZ: mezcla de todas las tallas.

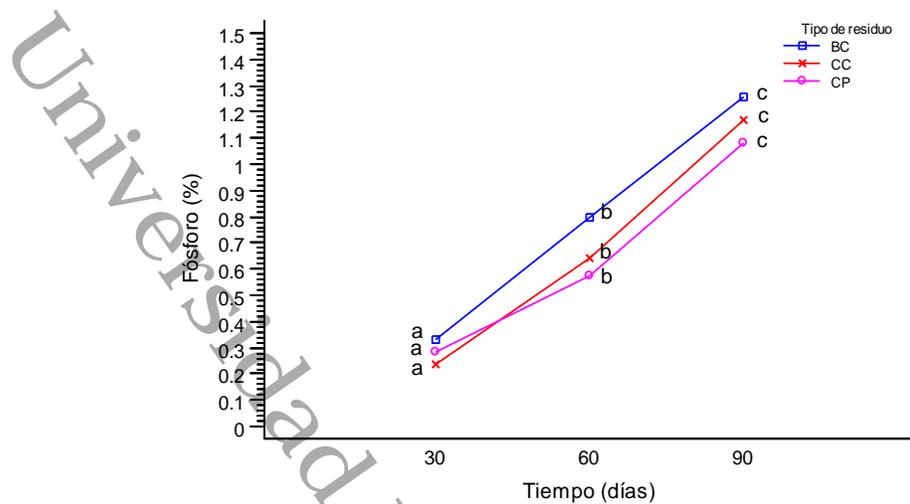


Figura 61. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre el P, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). BC: bagazo de caña, CC: cáscara de cacao, CP: cáscara de piña.

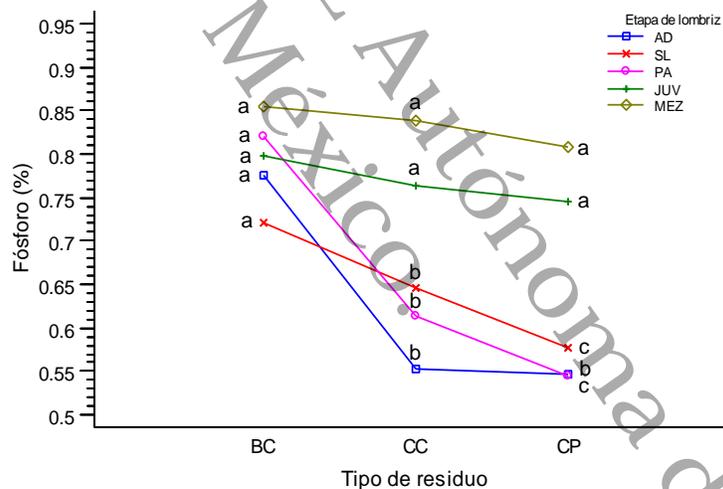


Figura 62. Efecto de interacción de los factores Etapa de lombriz*Tipo de residuo, sobre el P, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). SL: sin lombriz, JUV: juveniles, PA: preadultas, AD: adultas, MEZ: mezcla de todas las tallas.

IX.3.2.10. Cuantificación de bacterias totales durante el vermicompostaje.

Durante el vermicompostaje de los residuos orgánicos se realizó una evaluación de la abundancia de bacterias, medidas como unidades formadoras de colonias (UFC g^{-1}) para cada tiempo definido, los resultados se presentan en la Fig. 63. De acuerdo con el análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), se encontró diferencia estadística significativa

($p < 0.05$) en el día 30 del proceso, para este tiempo el número de bacterias totales fue de $4.96E+06$ UFC g^{-1} de vermicomposta, reduciéndose significativamente un 21.97% en el día 60, y un 30% para el día 90, con respecto al día 30 de vermicompostaje. Se observa en la figura una reducción significativa de la biomasa microbiana al ir evolucionando el proceso de vermicompostaje. Al respecto Quintero (2014), registró hasta un 92.4% de disminución de la biomasa bacteriana total durante el vermicompostaje de paja de avena molida. Castillo *et al.* (2013), al estudiar la abundancia microbiana durante el vermicompostaje del sarmiento de la vid y lodo de vinaza, encontraron una reducción en la cantidad de bacterias y hongos totales, tendencia que se aprecia en los resultados encontrados en este trabajo. La reducción en la biomasa bacteriana total probablemente sea consecuencia de la disminución de las fuentes de carbono y energía que requieren los microorganismos para su reproducción.

En el vermicompostaje, los microorganismos juegan un papel importante en la transformación y liberación de los nutrientes de los residuos orgánicos, el producto de la bioconversión genera cambios químicos, físicos, e incrementa de manera significativa la biodiversidad de los microorganismos en el suelo (Singh y Nain, 2014). Estudios realizados sobre microorganismos asociados con las lombrices de tierra, han demostrado que están directa o indirectamente implicados en la degradación y estabilización de la materia orgánica (Kapila *et al.*, 2021). Además, los microorganismos cumplen con la función de reducir la población de patógenos, como lo indica el trabajo de Karimi *et al.* (2017), en la que registraron una reducción de coliformes durante el vermicompostaje de lodos residuales y residuos orgánicos, mezclado con estiércol de vaca. Esta acción es atribuida a la competencia por los recursos entre los microorganismos y los patógenos presentes en el proceso (Hénault-Ethier, 2016; Dominguez, 2010). Si bien en la biooxidación de la materia orgánica, los microorganismos son los responsables directos, las lombrices de tierra participan en la fragmentación y acondicionamiento del material, incrementando la superficie de contacto entre el residuo y los microorganismos, alterando con ello su actividad biológica (Munnoli, 2015). Los microorganismos más numerosos y diversos en el vermicompostaje son principalmente bacterias, hongos y protozoarios, que descomponen y mineralizan los residuos orgánicos (Dominguez, 2011). Las bacterias usualmente aisladas del proceso de vermicompostaje incluyen *Flavobacterium* sp.,

Sphingobacterium sp., *Acinetobacter* sp., *Leucobacter komagatae*, *Rhodococcus* sp. *Klebsiella pneumoniae*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Enterobacter aerogenes*, *Morganella morganii*, *Proteus vulgaris*, *Escherichia coli*, *Enterococcus faecium*, *Bacillus subtilis*, y *Bacillus cereus*, entre otras especies (Kui *et al.*, 2014; Pathma y Sakthivel, 2012).

En el proceso de bioconversión del material orgánico, los microorganismos cumplen papeles importantes, que van desde la degradación del material orgánico, hasta formar parte de la dieta de las lombrices. Conforme evoluciona el proceso, el número de microorganismos disminuye a consecuencia de la reducción de los materiales fácilmente biodegradables y por la ingesta por parte de las lombrices (Gómez-Brandón y Domínguez, 2014). De acuerdo con Edwards y Fletcher (1988), los protozoarios y los hongos filamentosos forman parte importante de la dieta de las lombrices, seguidas por las algas y en menor importancia las bacterias.

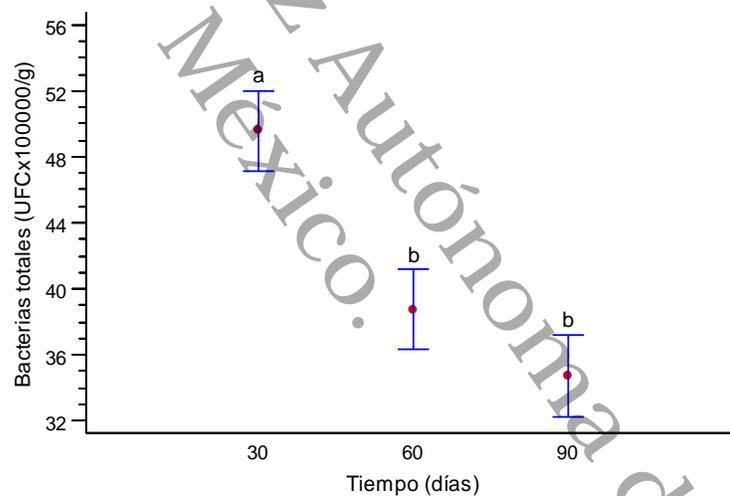


Figura 63. Valores promedio del número de UFCg⁻¹ de bacterias totales (\pm EE) del vermicompostaje por tiempo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Respecto a la cuantificación de la abundancia bacteriana, considerando el tipo de residuo, los resultados se muestran en la Fig. 64. Como resultado del análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), se observa en la figura que el residuo CP presentó el valor más alto con 4.49×10^6 UFCg⁻¹, en tanto que el valor más bajo se registró para el tipo de residuo CC con 3.68×10^6 UFC g⁻¹, seguido por el BC con 4.11 UFC g⁻¹. La cuantificación del número de UFC g⁻¹ de bacterias, considerando las tallas de lombrices, y de acuerdo

con los resultados del análisis de medidas repetidas, no se encontró diferencias estadísticas entre estos dos factores ($p > 0.05$).

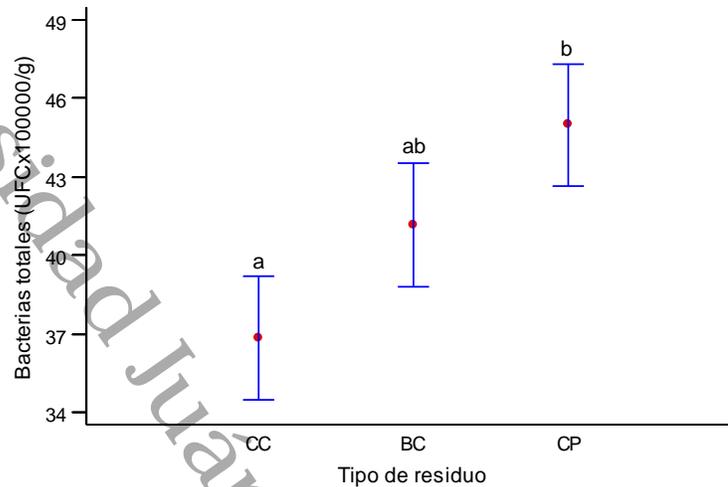


Figura 64. Valores promedio del número de UFC g^{-1} de bacterias totales ($\pm EE$) del vermicompostaje por tipo de residuo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) ($\pm EE$: error estándar).

Tomando en cuenta los resultados de las interacciones de los factores sobre el número de bacterias estimadas en las vermicompostas generadas, estos se muestran en la Fig. 65. De los resultados del análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), se observó la existencia de diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) entre los factores evaluados. En la figura se aprecia que el número de bacterias se reduce conforme evoluciona el vermicompostaje. Para el día 90, la interacción que registró el valor más bajo fue la del factor Tiempo-90*Etapa-SL con $2.55E+06$ UFC g^{-1} , seguido de las interacciones de los factores Tiempo-90*JUV, AD y MEZ, con $3.28E+06$ UFC g^{-1} , $3.38E+06$ UFC g^{-1} y $3.41E+06$ UFC g^{-1} de vermicomposta respectivamente, con respecto al número inicial de bacterias. Se observa que la presencia de la lombriz en talla *PA* incrementó el número de unidades formadoras de colonias de las bacterias totales en el día 90. De la estimación del número de bacterias considerando los factores tiempo*tipo de residuo, se presenta en la Fig. 66. Se aprecia en esta figura una reducción de las UFC g^{-1} de bacterias totales, conforme el vermicompostaje fue progresando. Se observa que la interacción más baja se dio entre los factores Tiempo-90*CC con $3.12E+06$ UFC g^{-1} , seguido por la interacción del factor Tiempo-90*BC con $3.27E+06$ UFC g^{-1} , y finalmente la interacción de los factores Tiempo-90*CP con $4.01E+06$ UFC g^{-1} . Finalmente, las interacciones considerando los

factores Tipo de residuo*Etapa de lombriz, son presentadas en la Fig. 67. Al respecto, en la figura se observa que el número más bajos de bacterias se registraron en la interacción del par de factores BC*Etapa-JUV con $2.64E+06$ UFC g^{-1} , seguido por los pares de factores CC*MEZ con $3.22E+06$ UFC g^{-1} , CC*PA con $3.25E+06$ UFC g^{-1} , para los factores CC*AD, la cantidad de bacterias registrada fue de $3.85E+06$ UFC g^{-1} . Para el residuo CP se registraron valores altos de bacterias, en todas las interacciones con las tallas de lombrices.

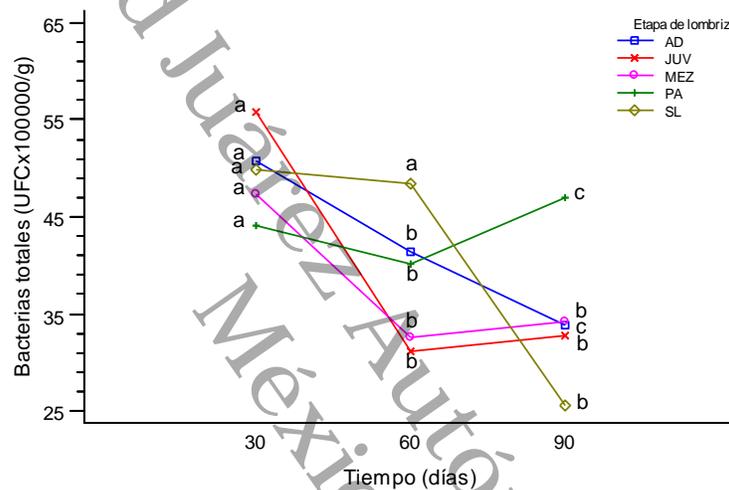


Figura 65. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre el número de UFC g^{-1} de bacterias totales, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). SL: sin lombriz, JUV: juveniles, PA: preadultas, AD: adultas, MEZ: mezcla de todas las tallas.

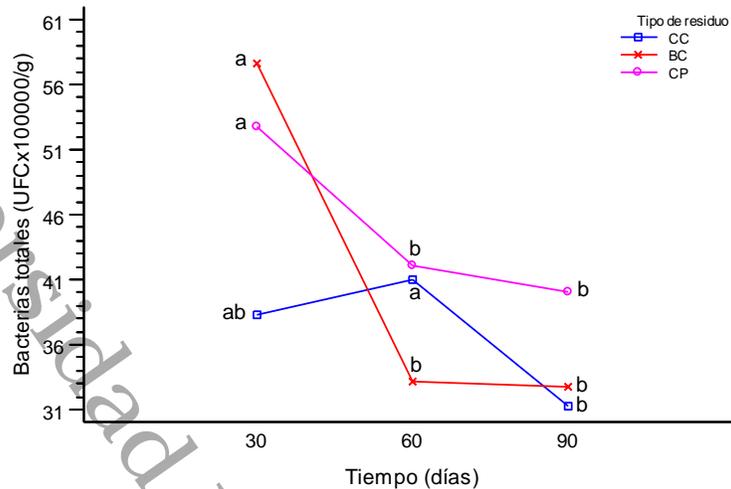


Figura 66. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre el número de UFC g⁻¹ de bacterias totales, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa (p<0.05). BC: bagazo de caña, CC: cáscara de cacao, CP: cáscara de piña.

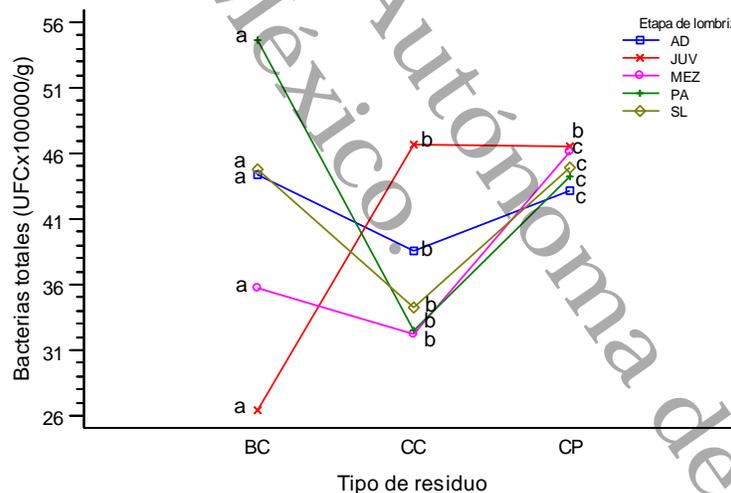


Figura 67. Efecto de interacción de los factores Tipo de residuo*Etapa de lombriz, sobre el número de UFC g⁻¹ de bacterias totales, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa (p<0.05). SL: sin lombriz, JUV: juveniles, PA: preadultas, AD: adultas, MEZ: mezcla de todas las tallas.

IX.3.2.11. Cuantificación de hongos totales durante el vermicompostaje.

Otro grupo de microorganismo de importancia por la función que desempeñan en el vermicompostaje, son los hongos, que al igual que las bacterias juega un papel

significativo en la transformación y liberación de los nutrientes de los residuos orgánicos. Durante el vermicompostaje de los residuos orgánicos BC, CC y CP, en presencia de *E. foetida*, se realizó una cuantificación de los hongos totales (UFC g⁻¹), resultados que se muestran en la Fig. 68. De acuerdo con el análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher) ($p < 0.05$), se observa en la figura diferencias estadísticas altamente significativas. Se aprecia que para el tiempo 30 se registró el valor más alto de hongos totales con 4931 UFC g⁻¹, disminuyendo para el día 60, donde se contabilizaron 4,388 UFC g⁻¹, para el día 90 se registró el número de hongos totales más bajo con 3,926 UFC g⁻¹. Considerando los tiempos, el número inicial de hongos totales se fue reduciendo a medida que el vermicompostaje fue evolucionando, probablemente por la falta de una fuente de carbono y energía biodisponibles para las actividades de estos microorganismos, la reducción del número de células generalmente se da en las últimas etapas del proceso de vermicompostaje (Domínguez *et al.*, 2021; Usmani *et al.*, 2019; Ponmani y Udayasoorian, 2014).

Durante el vermicompostaje, las lombrices interactúan con los microorganismos, contribuyendo a la estabilización de los residuos orgánicos (Sainz *et al.*, 1998). Dentro de los microorganismos, el potencial de los hongos para degradar residuos orgánicos ricos en carbono complejos los hace importante en el proceso de la biodegradación de compuestos orgánicos (Anastasi *et al.*, 2001). De acuerdo con Kapila *et al.* (2021) y Pérez *et al.* (2010), en el vermicompostaje de residuos orgánicos se han identificado hongos de las especies *Penicillium purpurogenum*, *Aspergillus niger*, *A. terreus*, *Trichoderma harzianum*, *Alternaria alternata*, *Fusarium solani*, *Rhizopus nigricans*, *Mucor hiemalis*, *Myrothecium verrucaria*, entre otras especies. Durante el vermicompostaje las lombrices reducen mayormente la biomasa de hongos, probablemente por que forman parte de su alimento (Edwards y Fletcher, 1988).

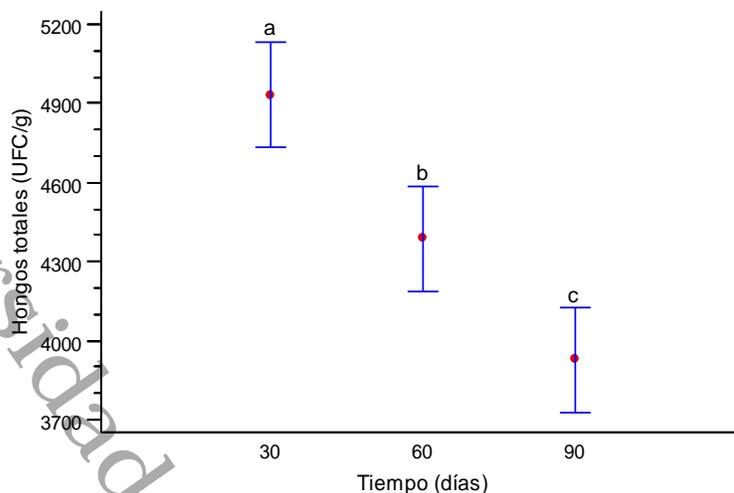


Figura 68. Valores promedio del número de UFCg⁻¹ de hongos totales (\pm EE) del vermicompostaje por tiempo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

Con respecto a la cuantificación de la abundancia de hongos totales, considerando el tipo de residuo, los resultados se muestran en la Fig. 69. Como resultado del análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), se encontró que existen diferencias estadísticas significativas entre los residuos ($p < 0.05$). Se observa en la figura que el residuo CP presentó el valor más bajo con 3,609 UFCg⁻¹, en tanto que el valor más alto se registró para el tipo de residuo BC con 4,843 UFC g⁻¹, seguido por la CC con 4,792 UFC g⁻¹, entre ambos residuos no hubo una diferencia estadística significativa ($p > 0.05$).

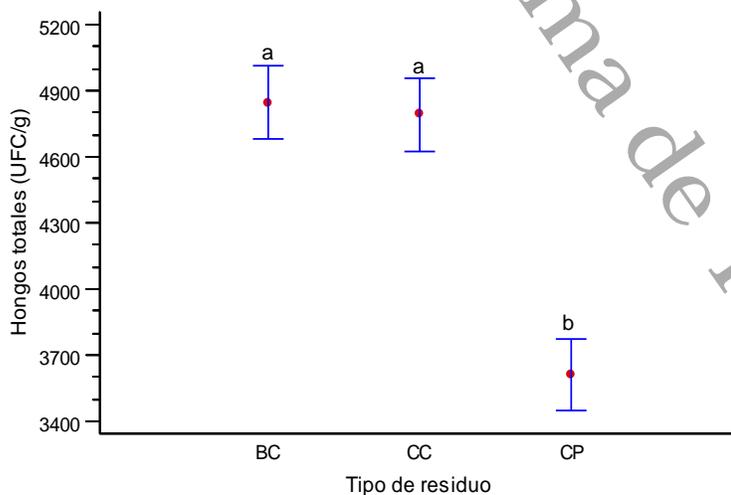


Figura 69. Valores promedio del número de UFC g⁻¹ de hongos totales (\pm EE) del vermicompostaje por tipo de residuo. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) (\pm EE: error estándar).

La estimación del número de UFC g^{-1} de hongos totales considerando la talla de lombriz, se presenta en la Fig. 70. De acuerdo con los resultados del análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher) ($p < 0.5$), se presentaron diferencias estadísticas significativas. En la figura se aprecia que el mayor número de UFC se registró en la talla AD con 5503 UFC g^{-1} de hongos totales, y el menor número para la talla JUV con 3,078 UFC g^{-1} , seguido en número para los tratamientos SL que registró 4,183 UFC g^{-1} , y PA con el que no se observa diferencia. Para la etapa MEZ, el número de UFC estimado fue de 4,915 UFC g^{-1} . En resumen, se aprecia en la figura que la disminución del número de hongos durante el vermicompostaje varió independientemente de la talla de lombriz utilizada.

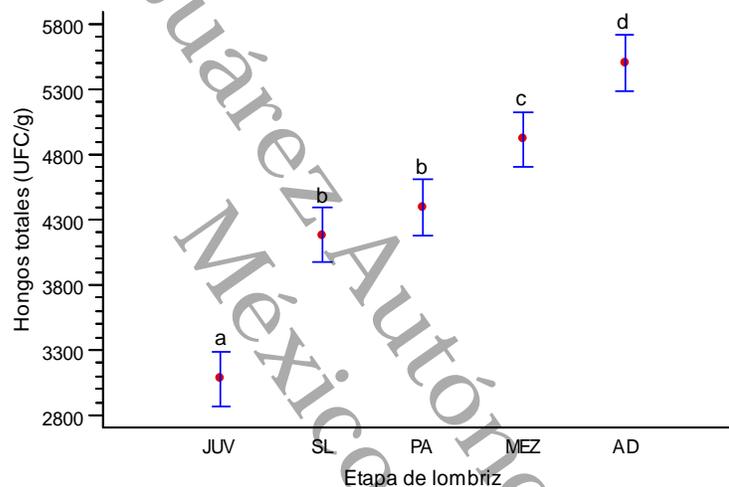


Figura 70. Valores promedio del número de UFC g^{-1} de hongos totales ($\pm EE$), del vermicompostaje por etapa de lombriz. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) ($\pm EE$: error estándar).

Considerando las interacciones de los factores tiempo*etapa de lombriz, con respecto al número de hongos totales, los resultados se presentan en la Fig. 71. Los resultados del análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), mostraron la existencia de diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$). En la figura se aprecia que el número de hongos se reduce conforme evoluciona el vermicompostaje, al menos considerando tres tallas. Para el día 90, las interacciones que registraron los valores más bajos fueron los pares de factores Tiempo-90*JUV con 2,025 UFC g^{-1} , seguido de la interacción del par de factores Tiempo-90*PA, con 2,960 UFC g^{-1} . Para el caso de la interacción Tiempo-30*MEZ, se registró una reducción significativa en el número de hongos para el día 60 con 3,746 UFC g^{-1} , con un incremento no significativo en el día 90. Para la interacción Tiempo-30*AD se

registró una disminución no significativa hacia el día 60, incrementándose de manera importante en el día 90.

De la estimación del número de hongos totales, considerando las interacciones de los factores tiempo*tipo de residuo, los resultados se presentan en la Fig. 72. De acuerdo con el análisis de medidas repetidas (LSD de Fisher), se aprecia en la figura una reducción significativa conforme se desarrolla el proceso, resultando con el menor número de hongos, la interacción Tiempo-90*CP con 3,281 UFC g⁻¹, seguido por la interacción de los factores Tiempo-90*CC, con un promedio de unidades formadoras de colonia de 3,896 UFC g⁻¹. Finalmente, otra reducción en el número de hongos se registró en la interacción Tiempo-90*BC con 4,601 UFC g⁻¹. En conclusión, se observa en la figura, que las principales reducciones se dieron a partir del día 60 de vermicompostaje.

Finalmente, las interacciones considerando los factores Tipo de residuo*Etapa de lombriz, son presentadas en la Fig. 73. Al respecto, se observa en la figura la reducción del número de hongos se dan de manera significativa en tres interacciones. En orden ascendente, el promedio más bajo quedó registrado en la interacción Tipo-CP*SL, con 2,302 UFC g⁻¹, en segundo término, la interacción Tipo-CP*PA registró la cantidad de 3,490 UFC g⁻¹, y para la interacción Tipo-CP*AD, registró 4,009 UFC g⁻¹, de hongos totales. Finalmente, los factores BC*AD, registraron el mayor promedio de hongos totales (7,462 UFC g⁻¹). De las vermicompostas generadas, las mayores reducciones se presentaron en la vermicomposta a partir de CP, al interactuar con tres tallas de lombrices, probablemente esta reducción, se deba a la disminución de fuentes orgánicas de carbono de fácil acceso para los microorganismos (Domínguez *et al.*, 2021; Usmani *et al.*, 2019).

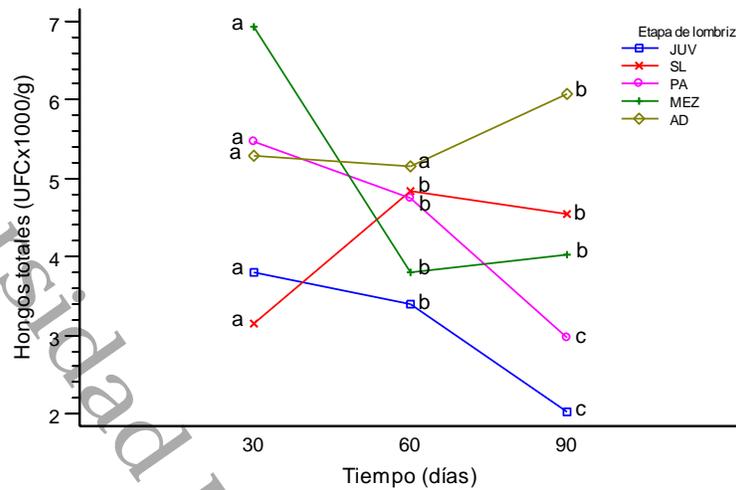


Figura 71. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Etapa de lombriz, sobre el número de UFC g⁻¹ de hongos totales, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa (p<0.05). SL: sin lombriz, JUV: juveniles, PA: preadultas, AD: adultas, MEZ: mezcla de todas las tallas.

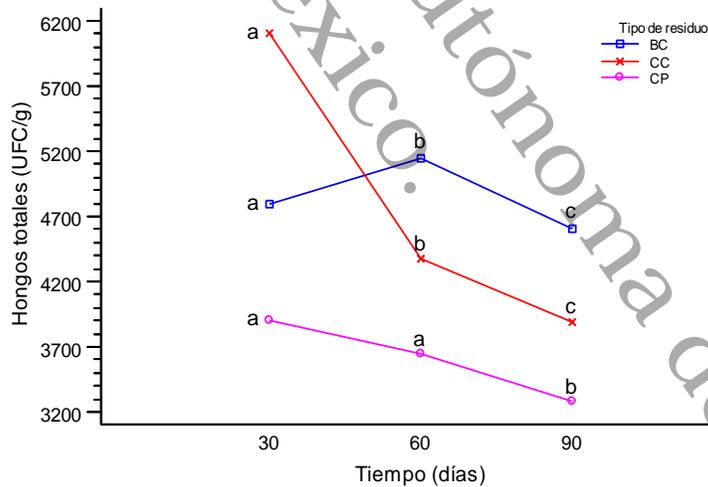


Figura 72. Efecto de interacción de los factores Tiempo*Tipo de residuo, sobre el número de UFC g⁻¹ de hongos totales, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa (p<0.05). BC: bagazo de caña, CC: cáscara de cacao, CP: cáscara de piña.

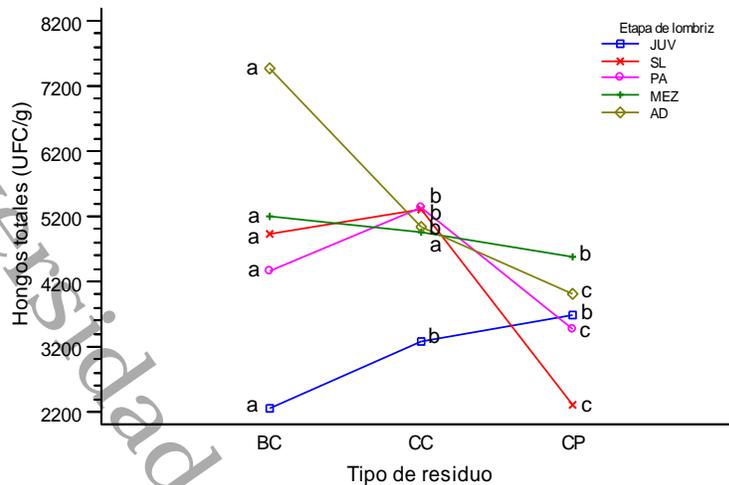


Figura 73. Efecto de interacción de los factores Tipo de residuo*Etapa de lombriz, sobre el número de UFC g⁻¹ de hongos totales, durante el vermicompostaje. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa ($p < 0.05$). SL: sin lombriz, JUV: juveniles, PA: preadultas, AD: adultas, MEZ: mezcla de todas las tallas.

IX.3.2.12. Sustancias húmicas (SH).

El vermicompostaje es un proceso biotecnológico que se basa en los hábitos detritívoros de las lombrices de tierra, y de la acción de microorganismos presentes en el proceso, ambos aceleran la descomposición y estabilización de los residuos orgánicos (Garg *et al.*, 2012; Mamani-Mamani *et al.*, 2012; Hait y Tare, 2011; Vig *et al.*, 2011). Estos residuos al ingresar en el tracto digestivo de las lombrices sufren una transformación enzimática asociada al intestino y a los microorganismos endosimbióticos que contribuyen a su mineralización parcial generando CO₂, NH₃ y H₂O, la parte recalcitrante del material orgánico se transforma en sustancias húmicas, precursoras de los ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) y huminas (H) (Costa da Silva *et al.*, 2015; Aira y Domínguez, 2010; Veeken *et al.*, 2000). Las SH son la fracción de la materia orgánica estabilizada, son de carácter coloidal y presentan diversos grupos funcionales que le permiten actuar como polielectrolitos de ácidos débiles y ser sitios de reacción con diferentes agentes químicos (Gallardo, 2017; Guridi *et al.*, 2017; Huelva *et al.*, 2013; Labrador, 2002).

Las SH regulan el crecimiento y facilitan la absorción de nutrientes por las plantas, ejercen control en la germinación de semillas, actúan sobre la fotosíntesis y el metabolismo energético, e incluso afectan la actividad de ciertas enzimas. Su funcionamiento está relacionado con el mayor contenido de grupos nitrogenados en su estructura que le

confiere un efecto físico, químico y biológico sobre el suelo, e influyen en la movilidad de compuestos orgánicos, esto ha despertado el interés en la agricultura por los beneficios a los cultivos y a la producción sostenible (Reyes *et al.*, 2017; Canellas y Olivares, 2014; Sivananthi y Arockia, 2014; Basilio y Galba, 2012). Por lo que su caracterización molecular puede ser un criterio para evaluar la calidad del producto humificado, y su aplicación en la agricultura (Balmori *et al.*, 2014).

De los métodos espectrométricos existentes, la espectroscopía de infrarrojos (FTIR) es la más utilizada para caracterizar los grupos funcionales de la vermicomposta, los cuales pueden considerarse como huellas dactilares típicas en sus espectros (Kumar *et al.*, 2016). Sin embargo, proporcionan poca información sobre la estructura química de los núcleos húmicos (Schnitzer, 1982). Los espectros IR de AH y AF obtenidos de las vermicompostas de BC, CC y CP con *E. foetida*, se describen a continuación. El análisis de las bandas de absorción de los espectros FTIR de las vermicompostas se realizó con base en las recomendaciones de Fleming y Williams (2019).

IX.3.2.12.1. Ácidos húmicos (AH).

En lo que respecta a los espectros IR de los AH, estos fueron similares en los tres tipos de residuos, con bandas típicas que distinguen a los materiales húmicos (Helal *et al.*, 2011; Senesi y Loffredo, 1999). En los espectros de los AH de residuos compostados sin lombrices (*SL*) (Fig. 74), las principales bandas de absorción se encuentran en las regiones $3500-3200\text{ cm}^{-1}$ y están relacionadas con el estiramiento de grupos OH de fenol, y alcoholes (Senthil *et al.*, 2013), para BC y CC; para la CP en la región de los 3386 cm^{-1} se presenta un estiramiento del grupo N-H asociado a la presencia de aminas (Martínez *et al.*, 2013); entre las regiones 3000 y 2800 cm^{-1} aparecen bandas ligadas al enlace de estiramiento alifático C-H, para BC y CP; en la región $2100-2000\text{ cm}^{-1}$ se presentan bandas con grupo C=O metal carbonilo para BC; para la región 1770 cm^{-1} se presenta un estiramiento de grupo C=O asociado a compuestos COOH para BC y CP; la presencia de banda en la región $1620-1600\text{ cm}^{-1}$ para CP, se le atribuye tanto al estiramiento C=C aromático como al estiramiento simétrico del ion carboxilato (COO^-) (Senesi, 2003); en la región 1595 cm^{-1} se da un estiramiento del grupo C-N asociado a los compuestos aminados; en torno a la región 1420 cm^{-1} (C-C aromáticos), se observan bandas similares

para todos los residuos, con incremento en intensidad en la CP y BC, que se relaciona con la evolución de la humificación del material orgánico (Soto *et al.*, 2019).

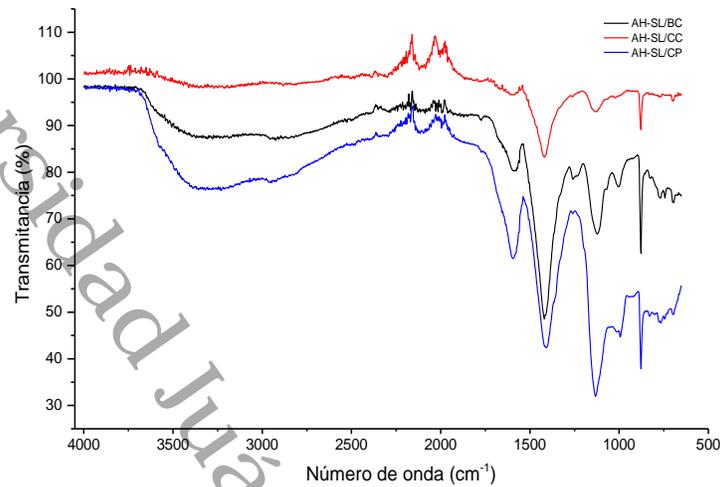


Figura 74. Espectros IR de AH extraídos de residuos sin lombrices. SL/BC= sin lombriz/bagazo de caña; SL/CC= sin lombriz/cáscara de cacao; SL/CP= sin lombriz/cáscara de piña.

En la Fig. 75, se presentan los espectros IR de los AH de BC, CC y CP compostados con lombrices *JUV*. En la región 1775 cm⁻¹, se presenta una banda relacionada con el estiramiento C=O del grupo de los aldehídos alifáticos; en la región 1570 cm⁻¹ se aprecia vibraciones de estiramiento C=O en compuestos quinonas, ácidos cetónicos y amidas primarias, así como estiramiento en C=N en amidas secundarias (Lguirati *et al.*, 2005); para la región de los 1400 cm⁻¹ se observan bandas muy intensas relacionadas con el estiramiento del enlace C-C en compuestos aromáticos.

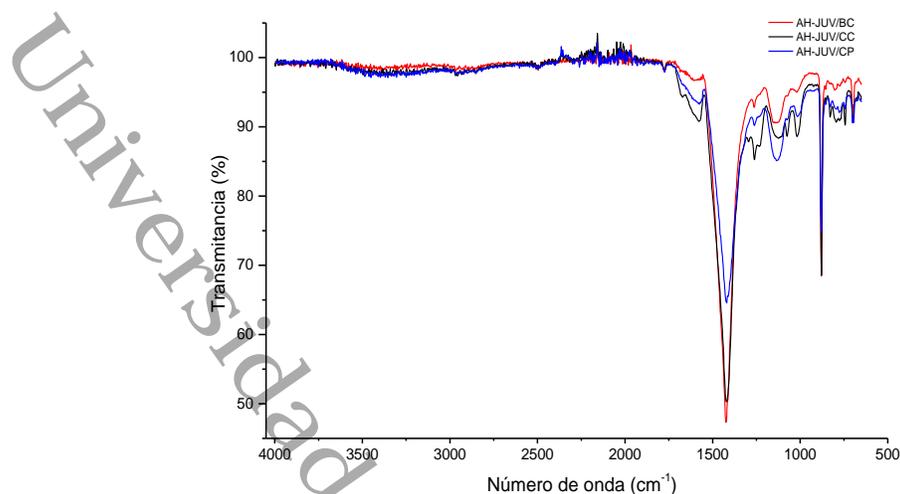


Figura 75. Espectros IR de AH extraídos de vermicomposta de residuos más lombrices juveniles. JUV/BC= lombrices juveniles/bagazo de caña; JUV/CC= lombrices juveniles/cáscara de cacao; JUV/CP= lombrices juveniles/cáscara de piña.

Para los espectros de AH de residuos compostados con *E. foetida* PA (Fig. 76), se muestra la presencia de bandas con vibraciones que corresponden al estiramiento O-H de grupos alcoholes, y C-H del grupo de los aldehídos, en el rango de los 3100 y 3000 cm^{-1} para la CC y con menor intensidad en CP; para la región de los 1775 cm^{-1} , se presenta una banda relacionada con el estiramiento C=O del grupo de los aldehídos alifáticos, que es más evidente para BC y CC; para la región 1586 y 1577 cm^{-1} se aprecian bandas por el estiramiento por vibración en el grupo C=O en aldehídos alifáticos, y en C=C en compuestos aromáticos, con mayor intensidad para CC, y en menor medida para CP y BC (Mondragón, 2020; Kumar *et al.*, 2016); en la región de los 1420 y 1419 cm^{-1} , se aprecia las bandas más intensas en todos los espectros analizados, estas bandas corresponde al estiramiento por vibraciones de los grupos C-O de fenoles y deformación de C-H en alifáticos (Lguirati *et al.*, 2005).

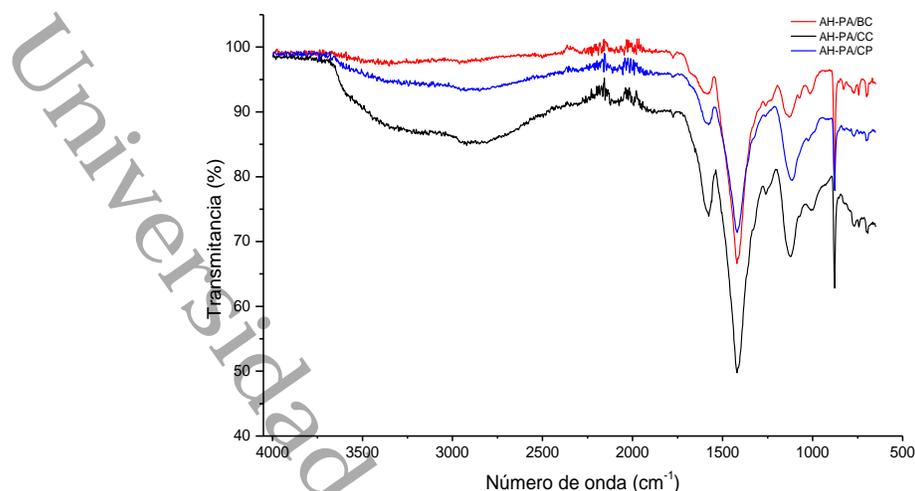


Figura 76. Espectros IR de AH extraídos de vermicomposta de residuos y lombrices preadultas. PA/BC= lombrices preadultas/bagazo de caña; PA/CC= lombrices preadultas/cáscara de cacao; PA/CP= lombrices preadultas/cáscara de piña.

Los resultados del análisis de los espectros IR de los AH de BC, CC y CP con lombrices AD se muestran en la Fig. 77. Una banda ancha se observa en la región de 2842 cm^{-1} , que corresponde a estiramiento por vibración en O-H de alcoholes, y de C-H de compuestos alifático simétrico; en la región 1578 cm^{-1} se observa una banda de estiramiento del enlace C=C que está asociado a los compuestos amidas secundarias, y C=O en cetonas, quinonas y amidas (Lguirati *et al.*, 2005), esta banda es más intensa para BC y CP; para la región $1400\text{-}1421\text{ cm}^{-1}$ es donde se observan las bandas más pronunciadas, que corresponden grupos O-H fenólico, estiramiento asimétrico COO^- y estiramiento de anillos aromáticos (Soumia *et al.*, 2003).

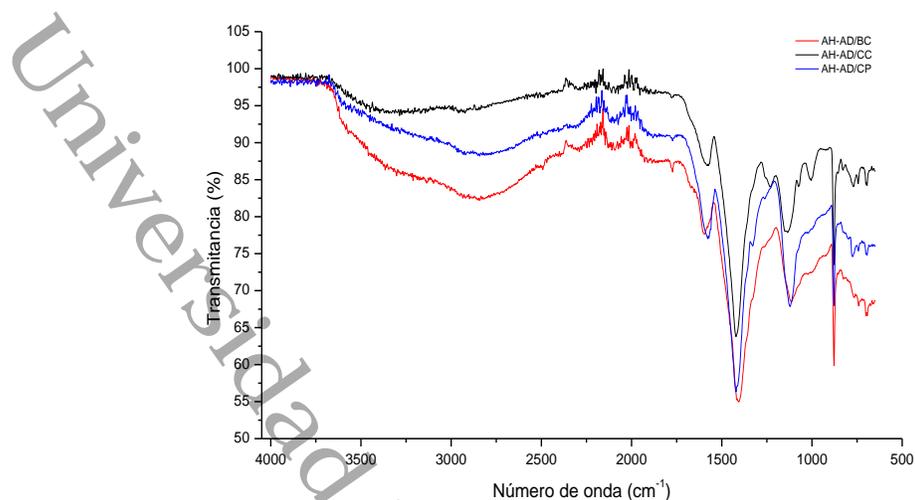


Figura 77. Espectros IR de AH extraídos de vermicomposta de residuos y lombrices adultas. AD/BC= lombriz adulta/cáscara de caña; AD/CC= lombriz adulta/cáscara de cacao; AD/CP= lombriz adulta/cáscara de piña.

IX.3.2.12.2. Ácidos fúlvicos (AF).

Con respecto a los AF, están compuestos por una mezcla orgánica de moléculas pequeñas y son, junto con los AH los componentes más importantes de la materia orgánica del suelo, sedimentos y la materia orgánica disuelta. Presentan una diversidad de grupos funcionales que hace difícil una comprensión exacta (Klucáková, 2018; Bernoux y Cerri, 2005). Los espectros de AF presentan espectros IR similares. La presencia de grupos funcionales químicos como OH fenólicos y alcohólicos, COOH y C=O aromáticos y alifáticos, C-H alifáticos y amidas, son característicos en las sustancias húmicas (Giovanela *et al.*, 2004).

En la Fig. 78, se muestran los espectros de AF obtenidos de residuos BC, CC y CP compostado en ausencia de lombrices (SL). Para la región de los 2823-2500 cm^{-1} , se presenta una banda poco intensa que puede atribuirse al estiramiento asimétrico C-H de los grupos $-\text{CH}_3$ y estiramiento de O-H en ácidos carboxílicos; en la región que comprende los 1638 cm^{-1} , los espectros muestran bandas relacionadas con el estiramiento del grupo C=O de aldehídos aromáticos (Mondragón, 2020), y de vibración de estiramiento antisimétrica COO^- (Guangun *et al.*, 2020); para la región 972 cm^{-1} , se observan las bandas más intensas en los espectros para los tres residuos, estas bandas

pueden ser atribuidas a estiramientos del grupo C-O, C-H de compuestos aromático, que corresponde a polisacáridos y carbohidratos (Machado *et al.*, 2020).

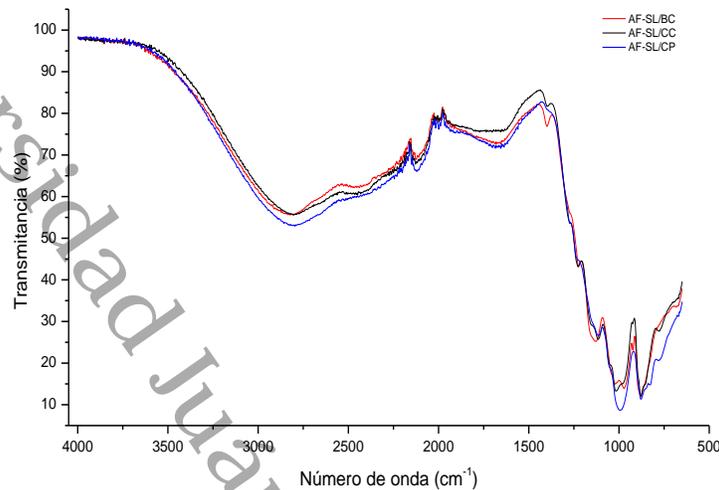


Figura 78. Espectros IR de AF extraídos de residuos sin lombrices. SL/BC= sin lombriz/bagazo de caña; SL/CC= sin lombriz/cáscara de cacao; SL/CP= sin lombriz/cáscara de piña.

Para el caso de los AF correspondientes a los residuos compostados con lombrices JUV, se presenta en la Fig. 79. Se observa que los espectros guardan similitud con los de la Fig. 78, se percibe la presencia de bandas importantes en la región de 2827, 1655, 1007 y 996 cm⁻¹, las dos últimas bandas se aprecian con menor intensidad con respecto a los espectros de la figura anterior. Las bandas de los espectros obedecen a estiramientos de C-H en grupos metilos, O-H en ácidos carboxílicos, C=O de aldehídos, COO⁻ y a la presencia de compuestos aromáticos que corresponden a estructuras de polisacáridos (C-O, C-H).

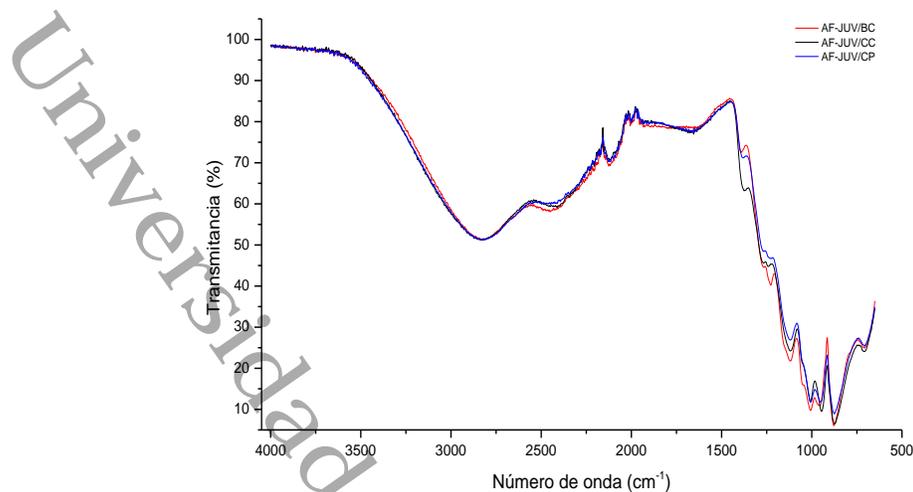


Figura 79. Espectros IR de AF extraídos de vermicomposta de residuos y lombrices juveniles. JUV/BC= lombrices juveniles/bagazo de caña; JUV/CC= lombrices juveniles/cáscara de cacao; JUV/CP= lombrices juveniles/cáscara de piña.

Para los espectros obtenidos de AF procedentes de la vermicomposta de residuos con lombrices PA, se presentan en la Fig. 80. Se observa en el espectro bandas características, muy semejantes en los espectros analizados anteriormente. Para la región $2857\text{-}2836\text{ cm}^{-1}$, se observan bandas producto de estiramiento asimétrico C-H de grupo -CH_3 y -CH_2 en cadenas alifáticas; en la región 1683 cm^{-1} , se observa una banda muy pronunciada para el residuo CP, esta corresponde a estiramiento $\text{C}=\text{C}$ de aldehídos aromáticos (Mondragón, 2020); se observa para la región $1391\text{-}1378\text{ cm}^{-1}$, bandas pronunciadas para los residuos CC y CP, estas bandas corresponden a deformaciones O-H y estiramiento de C-O de grupos fenólicos, deformación C-H de grupos -CH_2 y -CH_3 , y estiramiento antisimétrico de COO^- (Giovanela *et al.*, 2004); en la región que corresponde a los 1271 cm^{-1} , se aprecia una banda más pronunciada para CC, en comparación con el resto de los residuos, esta puede estar relacionada con el estiramiento en C-O y deformaciones en OH en grupos COOH (Lguirati *et al.*, 2006).

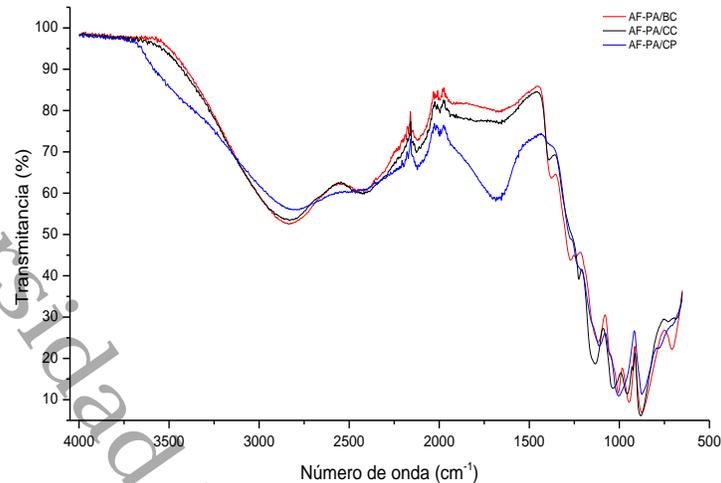


Figura 80. Espectros IR de AF extraídos de vermicomposta de residuos y lombrices preadultas. PA/BC= lombrices preadultas/bagazo de caña; PA/CC= lombrices preadultas/cáscara de cacao; PA/CP= lombrices preadultas/cáscara de piña.

Los espectros de AF obtenidos del compostaje de residuos no convencionales con lombrices AD, se muestran en la Fig. 81. En la figura se observa que en la región 2824 cm^{-1} se da un estiramiento asimétrico de C-H, relacionado con compuestos $-\text{CH}_3$, $-\text{CH}_2$ y alifáticos (Samios *et al.*, 2007); bandas en la región del espectro 1655 cm^{-1} , está relacionado con el estiramiento C=C en amidas y C=O en quinonas, cetonas y amidas (Andjelkovic *et al.*, 2006); la banda ubicada en la región 1390 cm^{-1} , se atribuye a la deformación C-H alifáticos presentes en compuestos de celulosa y hemicelulosa (Marouani *et al.*, 2019); la presencia de bandas en la región 1236 y 1120 cm^{-1} , se puede atribuir al estiramiento C-O y a la deformación O-H de COOH, estas se consideran dentro del grupo de los polisacáridos y no forman parte de estructuras aromáticas (Marouani *et al.*, 2019; Schnitzer, 1982); para la región 1005 cm^{-1} , se observan bandas relacionadas con el estiramiento C-O de polisacáridos o polisacáridos enlazados a sustancias (Giovanela *et al.*, 2004); para la región alrededor de 950 y 876 cm^{-1} , se observaron dos picos en esta región, estas bandas se atribuyen al estiramiento C-O, C-H aromáticos correspondientes a polisacáridos y carbohidratos (Moraes *et al.*, 2011).

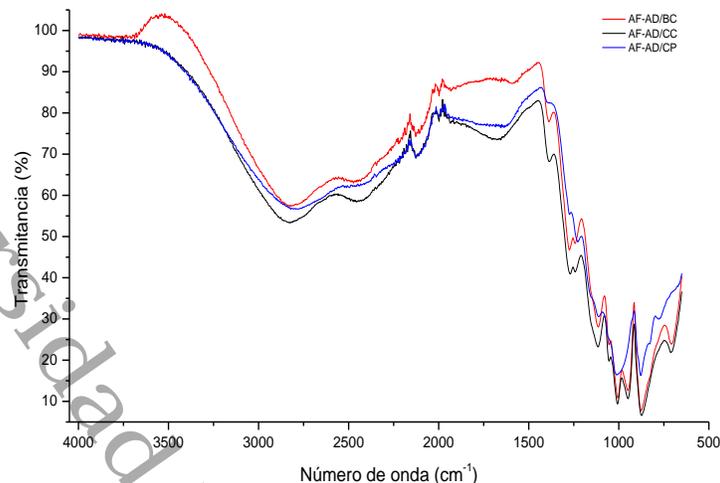


Figura 81. Espectros IR de AF extraídos de vermicomposta de residuos y lombrices adultas. AD/BC= lombriz adulta/Bagazo de caña; AD/CC= lombriz adulta/cáscara de cacao; AD/CP= lombriz adulta/cáscara de piña.

X. CONCLUSIONES.

De acuerdo con los resultados obtenidos y las hipótesis planteadas, se encontró que las vermicompostas generadas a partir de bagazo de caña (BC), cáscara de cacao (CC) y cáscara de piña (CP), con la participación de la lombriz de tierra *Eisenia foetida* y microorganismos, presentaron diferencias significativas en cuanto a sus propiedades físicas y químicas, dependiendo del tiempo de evaluación, tipo de residuo, talla de las lombrices y la interacción entre ellos. A pesar de estas diferencias, se demostró que todas las vermicompostas evaluadas constituyen una importante fuente de nutrientes, que cumple con los criterios establecidos en la norma que regula la calidad del producto final. El proceso de vermicompostaje permitió la estabilización de los residuos, lo que resultó en la obtención de un abono o fertilizante orgánico de alta calidad, rico en nutrientes, que puede ser utilizado para mejorar las propiedades físicas y bioquímicas del suelo.

La actividad de las lombrices de tierra en el proceso de vermicompostaje influye en la dinámica y tamaño de las poblaciones microbianas. Durante este proceso, se observó una reducción significativa de las poblaciones de hongos, bacterias y otros microorganismos patógenos y parásitos debido a la actividad de las lombrices. Esto demuestra que el vermicompostaje es un proceso que no solo transforma los residuos en un abono o fertilizante orgánico de alta calidad, sino que también contribuye a regular la

carga microbiana en el suelo y promover un ambiente más saludable para el crecimiento de las plantas.

El análisis por espectroscopía IR de las vermicompostas obtenidas a partir de BC, CC y CP reveló variaciones en la condensación y aromaticidad de los compuestos constituyentes. En comparación con los resultados obtenidos en los espectros IR de los AF, los AH presentaron una mayor estabilidad química debido a un alto grado de oxidación, condensación y aromaticidad, lo que se reflejó en una mayor actividad bioquímica y en una vermicomposta más humificada y madura.

Los resultados del análisis estadístico por medidas repetidas indican que las vermicompostas obtenidas a partir de cualquiera de los tres tipos de residuos presentaron variaciones en sus características fisicoquímicas. A pesar de esto, los resultados de los parámetros estudiados cumplen con las especificaciones establecidas en la norma mexicana para la vermicomposta, lo que permite considerarlas como abono o fertilizante orgánico de calidad adecuado para ser utilizado en la agricultura.

Para futuros estudios, se sugiere evaluar específicamente la degradación de los componentes principales de los residuos orgánicos, tales como celulosa, hemicelulosa y lignina, bajo condiciones controladas de vermicompostaje, considerando la actividad de enzimas específicas como celulasas, amilasas, proteasas y deshidrogenasas. Asimismo, se recomienda investigar cómo optimizar el proceso de vermicompostaje de estos residuos mediante la bioestimulación y la bioaugmentación, con el fin de mejorar la conversión de los residuos orgánicos y tener un mejor control del proceso. También se sugiere evaluar la evolución temporal de la humificación de los residuos a través del análisis de los grupos funcionales característicos de la materia orgánica humificada.

Estos estudios pueden contribuir a mejorar la comprensión de los procesos biológicos involucrados en el vermicompostaje de residuos agroindustriales y a desarrollar mejores estrategias para la producción de abonos orgánicos de alta calidad.

XI. BIBLIOGRAFÍA.

- Abd, M. L., Che, J. M. L., Kamil, Y. M., Tengku, I. T. H., Harun, R., and Juahir, H. 2009. Influences of bedding material in vermicomposting process. *International Journal of Biology*. 1(1):81-91.
- Abiven, S., Menasseri, S., and Angers, D. A. Leterme, P., 2007. Dynamics of aggregate stability and biological binding agents during decomposition of organic materials. *Eur. J. Soil Sci.* (58):239-247.
- Abu, B. A., Mohd, G. S. N. A. S., Zalina, M. N., and Noorlidah Abdullah, N. 2014. Vermicomposting of vegetable waste amended with different sources of agro-industrial by-product using *Lumbricus rubellus*. *Pol. J. Environ. Stud.* 23(5):1491-1498.
- Acebo-González, D., y Hernández-García, A. T. 2012. Los métodos turbidimétricos y sus aplicaciones en las ciencias de la vida. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*. 44(1):1-17.
- Acosta, Y., El Zauahre, M., Rodríguez, L., Reyes, N., y Rojas, D. 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, Y., y Paolini, J. 2005. Actividad de la enzima deshidrogenasa en un suelo Calciorthids enmendado con residuos orgánicos. *Agron. Trop.* 55(2):217-232.
- Acosta-Durán, C. M., Solís-Pérez, O., Villegas-Torres, O. G., y Cardoso-Vigueros, L. 2013. Precomposteo de residuos orgánicos y su efecto en la dinámica poblacional de *Eisenia foetida*. *Agronomía Costarricense*. 37(1):127-139.
- Adil, A. A. and Jaikishun, S. 2010. An investigation into the vermicomposting of sugarcane bagasse and rice straw and its subsequent utilization in cultivation of *Phaseolus vulgaris* L. In Guyana. *American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci.* 8(6):666-671.
- Aira, M y Domínguez, J. 2010. Las lombrices de tierra y los microorganismos: desentrañando la caja negra del vermicompostaje. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.) Número Especial 2*:385-395.
- Aira, M., Sampedro, L., Monroy, F., and Domínguez, J. 2008. Detritivorous earthworms directly modify the structure, thus altering the functioning of a microdecomposer food web. *Soil Biology & Biochemistry*. 40:2511-2516.
- Alexander, M. 1980. Introducción a la microbiología del suelo. 2ª edición. Traducción del inglés por Juan José Peña Cabriales. AGT Editores. México. 491 p.
- Alidadi, H., Najafpoor, A. A., Vafaei, A., Parvaresh, A., and Peiravi, R. 2012. Biodegradation of Lignocelluloses in Sewage Sludge Composting and Vermicomposting. *Arch Hyg Sci*, 1(1):1-5.

Álvarez-Sánchez M. E., y Marín-Campos A. 2011. Manual de procedimientos analíticos de suelo y planta Laboratorio de química, Departamento de suelos. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Méx. 65 pp.

Ameen, A., Ahmad, J., and Raza, S. 2016. Determination of CEC to evaluate the quality and maturity of compost prepared by using municipal solid waste. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 6(5)42-44.

Anastasi, A., Varese, G. C., Voyron, S., Scannerini, S., and Marchisio, V. F. 2004. Characterization of fungal biodiversity in compost and vermicompost. *Compost Science & Utilization*. 12(2):185-191.

Andjelkovic, T., Perovic, J., Purenovic, M., Blagojevic, S., Nikolic, R., Andjelkovic, D., and Bojic, A. 2006. Spectroscopic and Potentiometric Studies on Derivatized Natural Humic Acid. *Anal. Sci.* 22, 1553-1558. <https://doi.org/10.2116/analsci.22.1553>

Ansorena, M. J. 2016. El compost de biorresiduos. Normativa, calidad y aplicaciones. Ediciones Mundi-Prensa, España. 264 pp.

Antonio, C. R., Mendoza, M. A. M., Chávez, C. M. Y., Rivera, A. J. L., y Cruz, G. M. J. 2011. Aprovechamiento del bagazo de piña para obtener celulosa y bioetanol. *Afinidad*. 68:38-43.

Arancon, N. Q., Edwards, C. A., and Bierman, P. 2006. Influences of vermicomposts on field strawberries: Part 2. Effects on soil microbiological and chemical properties. *Bioresource Technology*. 97:831-840.

Arancon, N. Q., Edwards, C. A., Dick, R., Dick, L. 2007. Vermicompost tea production and plant growth impacts. *Biocycle*. 48(11):51-52.

Arancon, N. Q., S. Lee, C. A. Edwards, and R. Atiyeh. 2003. Effects of humic acids derived from cattle, food and paperwaste vermicomposts on growth of greenhouse plants. *Pedobiologia*. 47:741-744.

Aranda, E., Georgana, L., Ramos, J., y Salgado, S. 2012. Elaboración de un alimento basado en caña de azúcar a partir de la fermentación en estado sólido y con diferentes niveles de zeolitas. *Rev. Cubana Cienc. Agríc.* 46(2):159-163.

Artavia, S., Uribe, L., Saborío, F., Arauz, L. F., y Castro, L. 2010. Efecto de la aplicación de abonos orgánicos en la supresión de *Pythium myriotylum* en plantas de tiquizque (*Xanthosoma sagittifolium*). *Agronomía Costarricense*. 34(1):17-29.

Arthur, D. A., Aremu, C. A., Kulkarni, G. M., and Staden, V. J. 2012. Vermicompost leachate alleviates deficiency of phosphorus and potassium in tomato seedlings. *HORTSCIENCE*. 47(9):1304-1307.

Asim, N., Emdadi, Z., Mohammad, M., Yarmo, M. A., and Sopian, K. 2015. Agricultural solid wastes for green desiccant applications: an overview of research achievements, opportunities and perspectives. *Journal of Cleaner Production*, 91:26-35.

Atlas, R. M., y Bartha, R. 2001. Ecología microbiana y microbiología ambiental. 4ª edición. Traducción del inglés por Alfonso Corzo, Joaquina Gabarrón, Ambrosio García, Arantzazu Gorostiza, Marta Montolio y Carmina Rodríguez. Addison-Wesley, España. 677 p.

Ávila-Juárez, L., Rodríguez G. A., Rodríguez, P. N., Guevara, G. R., Torres, P. I., Ocampo, V. R. V., and Moustapha, B. 2015. Vermicompost leachate as a supplement to increase tomato fruit quality. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 15(1):46-59.

Ayyobi, H., Hassanpour, E., Alaqemand, S., Fathi, S., Olfati, J. A., and Peyvast, Gh. 2014. Vermicompost leachate and vermiwash enhance french dwarf bean yield. *International Journal of Vegetable Science*. 20(1):21-27.

Bachman, G. R., and Metzger, J. D. 2008. Growth of bedding plants in commercial potting substrate amended with vermicompost. *Bioresource Technology*. 99(8):3155-3161.

Balakrishnan, M., and Batra, V. S. 2011. Valorization of solid waste in sugar factories with possible applications in India: A review. *Journal of Environmental Management*. 92(11):2886-2891.

Balmori, D., Spaccini, R., Oliveira, A. N., Henrique, N. E., Lopes, O. F., and Pasqualoto, C. L. 2014. Molecular characteristics of humic acids isolated from vermicomposts and their relationship to bioactivity. *J. Agric. Food Chem.* 62, 11412-11419. <https://doi.org/10.1021/jf504629c>.

Barazarte, H., Sangronis, E., y Unai, E. 2008. La cáscara de cacao (*Theobroma cacao* L.): Una posible fuente comercial de pectinas. *Archivos Latinoamericanos de Nutrición (ALAN)*. 58(1):64-70.

Barragán, H. B. E., Téllez, D. Y. A., y Laguna, T. A. 2008. Utilización de residuos agroindustriales. *Revista Sistemas Ambientales*, 2(1):44-50.

Basanta, R., García, D. M. A., Cervantes, M. J. E., Mata, V. H., y Bustos, V. G. 2007. Sostenibilidad del reciclaje de residuos de la agroindustria azucarera: una revisión. *Ciencia y Tecnología Alimentaria*, 5(4):293-305.

Basheer, M., and Agrawal, O. P. 2013. Management of paper waste by vermicomposting using epigeic earthworm, *Eudrilus eugeniae* in Gwalior, India. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci.* 2(4):42-47.

Basilio, Z. D., and Galba, B. J: 2012. Vermicompost humic substances: technology for converting pollution into plant growth regulators. *International Journal of Environmental Science and Engineering Research*. 3(2):73-84.

Belmeskine, H., Ait, O. W., Dilmi, N., and Aouabed, A. 2020. The vermicomposting for agricultural valorization of sludge from Algerian wastewater treatment plant: impact on growth of snap vean *Phaseolus vulgaris* L. *Heliyon*. 6(8):1-8.

Benítez, E., Sainz, H., Melgar, R., and Nogales, R. 2002. Vermicomposting of a lignocellulosic waste from olive oil industry: A pilot scale study. *Waste Manage Res*, 20:134-142.

Benson, N. U., Anake, W. U., and Etesin, U. M. 2014. Trace metals levels in inorganic fertilizers commercially available in Nigeria. *Journal of Scientific Research & Reports*, 3(4):610-620.

Berndt-Michael, W. 2005. Determination of Chemical and Physical Soil Properties. In. Margesin, R., and Schinner, F. (Eds.). Manual of soil análisis. Monitoring and assessing soil bioremediation. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg. Printed in Germany. 47-59 pp.

Bernoux, M., and Cerri, C. E. 2005. Geochemistry. In. Worsfold P, Townshend A, Poole C, eds. Soil, Organic Components, Encyclopedia of Analytical Science (Second Edition). Elsevier.

Bezuglova, O. S., Polienko, E. A., Gorovtsov, A. V., Lyhman, V. A., and Pavlov, P. D. 2017. The effect of humic substances on winter wheat yield and fertility of ordinary Chernozem. *Annals of Agrarian Science*. 15:239-242.

Bhandarkar, B. A. Kakde, S. A., Sonar, S. K., and Sayyed, A. S. 2014. Vermicomposting from bagasse by using *Eudilus eugeniae*. *International Journal of Research in Engineering and Technology*. 3(9):14-19.

Bidabadi, S. S., Dehghanipoodeh, S., and Wright, C. G. 2017. Vermicompost leachate reduces some negative effects of salt stress in pomegranate. *Int J Recycl Org Waste Agricult*. 6:255-263.

Biswash, R., Rahman, W., Haque, M., Sharmin, M., and Barua, R. 2014. Effect of potassium and vermicompost on the growth, yield and nutrient contents of mungbean (BARI Mung 5). *Open Science Journal of Bioscience and Bioengineering*, 1(3):33-39.

Bohórquez, A., Puentes, Y J., y Menjivar, J. C. 2014. Evaluación de la calidad del compost producido a partir de subproductos agroindustriales de caña de azúcar. *Corpoica Cienc. Tecnol. Agropecu*. 15(1):73-81.

Bohórquez-Sandoval, L., García-Molano, F., Murillo-Arango, W., Cuervo-Bejarano, J., and Pulido-Soler, N. 2020. Vermicomposting: a transformation alternative for rumen content generated in slaughterhouses. *Rev. Fac. Nac. Agron. Medellín*, 73(2):9201-9212.

Boudaghi, M. H., Hossein, M. A., Yunesian, M., Alimohammadi, M., and Nazmara, S. 2014. Effect of fertilizer application on paddy soil heavy metals concentration and

groundwater in north of Iran. *Middle-East Journal of Scientific Research*, 20(12):1721-1727.

Bremner, J. M. 1965. Total nitrogen. In *Methods of Soil Analysis*, edited by C. A. Black. Part 2, pp. 1149-1178. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin.

Bueno, M. P., Díaz, B. M. J., y Cabrera, C. F. 2008. Factores que afectan al proceso de compostaje. En: Moreno, J., Moral, R. (Eds.), *Compostaje*. Ediciones Mundi Prensa, Madrid. pp. 93-109.

Butt, K. R. 2011. The earthworm inoculation unit technique: development and use in soil improvement over two decades. Chapter 6. In: *Biology of earthworms*. Karaca, A. (Ed.). Springer-Verlag Berlin, Heidelberg. 316 pp.

Caltzontzin, R. V., Gutiérrez, A. C., García, T. J. F., y Feregrino, P. A. A. 2022. Conversión de residuos orgánicos mediante un esquema de biorrefinería en biocombustibles y productos de valor agregado: panorama y perspectivas. *Perspectivas de la Ciencia y la Tecnología*. 5(8):10-17.

Campbell, R. 2001. *Ecología microbiana*. 1ª edición. Traducción del inglés por Javier Jiménez Ortéga. LIMUSA. México. 268 p.

Canellas, P. L., and Olivares, L. F. 2014. Physiological responses to humic substances as plant growth promoter. *Chem. Biol. Technol. Agric.* 1, 1-11. <https://doi.org/10.1186/2196-5641-1-3>.

Capistrán, F., Aranda, E., y Romero, J. 2004. *Manual de reciclaje, compostaje y lombricompostaje*. 1era. Ed., 2ª. Reimp. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Ver., México. 151 p.

Cardoen, D., Joshi, P., Diels, L., Sarma, P. M., and Pant, D. 2015. Agriculture biomass in India: Part 2. Post-harvest losses, cost and environmental impacts. *Resources, Conservation and Recycling*. 101:143-153.

Cardoso-Vigueros, L., y Ramírez-Camperos, E. 2006. Biodegradación de desechos de curtiduría y lodo residual por composteo y vermicomposteo. *Ingeniería hidráulica en México*. 21(2):93-103.

Carvajal, M. J. S., y Mera, B. A. C. 2010. Fertilización biológica: técnicas de vanguardia para el desarrollo agrícola sostenible. *Producción + Limpia*. 5(2):77-96.

Castaldi, P., Alberti, G., Merella, R., and Melis, P. 2005. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Management*. 25:209-213.

Castillo, D. J. M., Romero, E., and Nogales, R. 2013. Dynamics of microbial communities related to biochemical parameters during vermicomposting and maturation of

agroindustrial lignocellulosic wastes. *Bioresource Technol.*, 146:345-354. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.093>.

Castillo-González, E., Giraldo-Díaz, M. R., De Medina-Salas, L., and Sánchez-Castillo, M. P. 2019. Pre-composting and vermicomposting of pineapple (*Ananas comosus*) and vegetable waste. *Appl. Sci.* 9(17):1-14.

Castro, L., Flores, L., y Uribe, L. 2011. Efecto del vermicompost y quitina sobre el control de *Meloidogyne incognita* en tomate a nivel de invernadero. *Agronomía Costarricense.* 35(2):21-32.

Ceja, T. L. F., Flores, M. R., y Vázquez, G. G. 2014. Utilización de vermicomposta en invernadero para producir tomate y controlar *Fusarium oxysporum* f. sp. *Lycopersici*. *e-CUCBA.* 1:27-35.

Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria (CEDRSSA). 2020. Cámara de Diputados, LXIV Legislatura. Palacio Legislativo de San Lázaro, Ciudad de México. 7 pp.

Chambar-Ngam, N., Chuleemas, B. I., and Ta-Oun, M. 2010. Vermicompost: tool for agro-industrial waste management and sustainable agricultura. *International Journal of Environmental and Rural Development.* 1(2):38-43.

Chávez-Sifontes, M., y Domine, M. E. 2013. Lignina, estructura y aplicaciones: métodos de despolimerización para la obtención de derivados aromáticos de interés industrial. *Av. Cien. Ing.* 4(4):15-46.

Cid-Lazo, G., López-Seijas, T., Herrera-Puebla, J., y González-Robaina, F. 2021. Variación de la densidad aparente para diferentes contenidos de agua en suelos cubanos. *Revista Ingeniería Agrícola*, 11(2):3-9.

Clive, E. 2004. Vermicomposts suppress plant pest and disease attacks. *BioCycle.* 45(3):51-54.

Clive, E., Norman, A., and Scott, G. 2006. Effects of vermicompost teas on plant growth and disease. *BioCycle.* 47(5):28-31.

Colomer, M. F. J., y Gallardo, I. A. 2013. Tratamiento y gestión de residuos sólidos, ed. Limusa, México. 326 pp.

Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA). 2014. La quema de residuos agrícolas: fuente de dioxinas. Montreal, Canadá. 6 pp.

Contreras, J., Rojas, J., y Acevedo, I. 2013. Efecto del vermicompost sobre algunas propiedades químicas y biológicas del suelo. XX Congreso Venezolano de la Ciencia del Suelo. San Juan de Los Morros, 25 al 29 de noviembre de 2013. San Juan de Los Morros, Venezuela.

Contreras-Blancas, E., Ruíz-Valdiviezo, V. M., Santoyo-Tepole, F., Luna-Guido, M., Meza-Gordillo, R., Dendooven, L., and Gutiérrez-Miceli, F. A. 2014. Evaluation of Worm-Bed Leachate as an antifungal agent against pathogenic fungus, *Colletotrichum gloeosporioides*. *Compost Science & Utilization*, 22(1):23-32.

Cordenunsi, B., Saura-Calixto, F., Diaz-Rubio, M. E., Zuleta, A., Tiné, M. A., Silveira, M., Bezerra, G., Carpio, C., Bistriche, E., Wenzel, E., y Lajolo, F. 2010. Carbohydrate composition of ripe pineapple (cv. Perola) and the glycemic response in humans. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*. 30:282-288.

Cornejo, R. A., Serrato, D. A., Rendón, A. B., y Rocha, M. M. G. 2014. Herramientas moleculares aplicadas en ecología: aspectos teóricos y prácticos. SEMARNAT-INECC-UAM-I. 274 pp.

Cortés-López, N. G., Ordóñez-Baquera, P. L., y Domínguez-Viveros, J. 2020. Herramientas moleculares utilizadas para el análisis metagenómico. *Revisión. Rev Mex Cienc Pecu.* 11(4):1150-1173.

Costa da Silva, Ma. A., Oliveira, dos S. W., Teixeira, S. N., Angioletti, T. J., Fraga, R. K., Moacir, C. C., Pavesi, T. F., de Oliveira, B. J., Coutinho, R. A., y Barros, D. L. 2015. Ácidos húmicos de vermicomposto estimulam o crescimento in vitro de plântulas de *Cattleya warneri* (Orchidaceae). *Rodriguésia*. 66, 759-768. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566307>.

Coulibaly, S. S., and Zoro, B. I. A. 2010. Influence of animal wastes on growth and reproduction of the African earthworm species *Eudrilus eugeniae* (Oligochaeta). *European Journal of Soil Biology*. 46(3-4):225-229.

Curry, J. P., and Schmidt, O. 2007. The feeding ecology of earthworms - A review. *Pedobiologia*, 50(6):463-477.

Damasceno, F. A., Day, G. B., Taraba, J. L., Barbari, M., Oliveira, C. E. A., Frigeri, K. D. M., Vieira, F. M. C., Bambi, G. 2022. Determination of thermal, chemical and physical properties of bedding materials for compost dairy barns. *Animals*, 12, 2450. <https://doi.org/10.3390/ani12182450>

David-Santoya, J. J. E., Gómez-Álvarez, R., Jarquín-Sánchez, A., y Villanueva-López, G. 2018. Caracterización de vermicompostas y su efecto en la germinación y crecimiento de *Capsicum chinense* Jacquin. *Ecosist. Recur. Agropec.* 5(14):181-190.

Deka, H., Deka, S., Baruah, C. K., Das, J., Hoque, S., Sarma, H. and Sarma, N. S. 2011. Vermicomposting potentiality of *Perionyx excavatus* for recycling of waste biomass of java citronela-An aromatic oil yielding plant. *Bioresource Technol.* 102:11212-11217.

Del Águila, J. P., Lugo, de la F. J., y Vaca, P. R. 2011. Vermicomposting as a process to stabilize organic waste and sewage sludge as an application for soil. *Trop. Subtrop. Agroecosyt.* 14(3):949-963.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 1994^a. Norma Oficial Mexicana NOM-092-SSA1-1994, Bienes y servicios. Método para la cuenta de bacterias aerobias en placa. 7 pp.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 1994b. Norma Oficial Mexicana NOM-110-SSA1-1994, Bienes y servicios. Preparación y dilución de muestras de alimentos para su análisis microbiológico. 6 pp.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 1994c. Norma Oficial Mexicana NOM-111-SSA1-1994, Bienes y servicios. Método para la cuenta de mohos y levaduras en alimentos. 6 pp.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. 80 pp.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2008. Norma Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2008. Humus de lombriz (lombricomposta) - especificaciones y métodos de prueba. 28 pp.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2018. Norma Mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018. Que establece los métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, así como la información comercial y de sus parámetros de calidad de los productos finales. 52 pp.

Dias, B. O., Silva, C. A., Higashikawa, F. S., Roig, A., and Sánchez-Monedero, M. A. 2010. Use of biochar as bulking agent for the composing of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. *Bioresource Technology* 101:1239-1246.

Dincer, I. 2018. *Comprehensive Energy Systems*. Elsevier. 5540 pp.

Dominguez, J. 2010. The microbiology of vermicomposting. *In*: Edwards, C. A., Arancon, N. Q. and Sherman, R. L. (eds.). *Vermiculture technology: earthworms, organic wastes, and environmental management*. CRC Press. Taylor & Francis Group. p. 53-66.

Dominguez, J. 2011. The microbiology of vermicomposting. *In*: Edwards, C.A., Arancon, N., and Rhonda, S. (eds.). *Vermiculture technology: Earthworms, organic wastes and environmental management* (1st ed). CRC Press. pp. 53-66. <https://doi.org/10.1201/b10453>.

Domínguez, J., Aira, M., Crandall, K. A., and Pérez-Losada, M. 2021. Earthworms drastically change fungal and bacterial communities during vermicomposting of sewage sludge. *Sci. Rep.* 11(1):1-10. <https://doi.org/10.1038%2Fs41598-021-95099-z>.

Domínguez, J., Aira, M., y Gómez-Brandón, M. 2009. El papel de las lombrices de tierra en la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes. *Ecosistemas* 18(2):20-31.

Domínguez, J., Aira, M., y Gómez-Brandón, M. 2010. Vermicomposting: earthworms enhance the work of microbes. *In: Insam, H., Franke-Whittle, I., Goberna, M., editors. Microbes at work: from wastes to resources. Springer. pp. 93-114.*

Domínguez, J., and Edwards, C. A. 2004. Vermicomposting organic wastes: a review. *In. Soil zoology for sustainable development in the 21st century, Cairo. Hanna, S. H. S., and Mikhail, W. Z. A. (Eds.). 369-395*

Domínguez, J., and Edwards, C. A. 2011a. Biology and ecology of earthworm species used for vermicomposting. Chapter 3:27-40. *In. Vermiculture technology. Earthworms, organic wastes, and environmental management. Edwards, C. A., Arancon, N. Q., and Sherman, R. (Eds.). CRC Press. Taylor & Francis Group. Boca Raton, FL. 587 pp.*

Domínguez, J., and Edwards, C. A. 2011b. Relationships between composting and vermicomposting. Chapter 2:11-25. *In. Vermiculture technology. Earthworms, organic wastes, and environmental management. Edwards, C. A., Arancon, N. Q., and Sherman, R. (Eds.). CRC Press. Taylor & Francis Group. Boca Raton, FL. 587 pp.*

Domínguez, J., Gómez-Brandón, M., y Lazcano, C. 2010. Propiedades bioplaguicidas del vermicompost. *Acta Zoológica Mexicana. 2:373-383.*

Domínguez, J., y Gómez-Brandón, M. 2010. Ciclos de vida de las lombrices de tierra aptas para el vermicompostaje. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 2:309-320.*

Dui-an, L., Bai-xing, Y., Li-xia, W., Zhi-qiang, D., and Yu-bin, Z. 2013. Changes in Phosphorus Fractions and Nitrogen Forms During Composting of Pig Manure with Rice Straw. *Journal of Integrative Agriculture. 12(10):1855-1864.*

Durán, L. y C. Henríquez. 2009. Crecimiento y reproducción de la lombriz roja (*Eisenia foetida*) en cinco sustratos orgánicos. *Agronomía Costarricense, 33 (2):275-281.*

Durán, L., y Henríquez, C. 2007. Caracterización química, física y microbiológica de vermicompostas producidos a partir de cinco sustratos orgánicos. *Agronomía Costarricense. 31(1):41-51.*

Eastman, B. R., Kane, P. N., Edwards, C. A., Trytek, L., Gunadi, B., Stermer, A. L., Mobley, J. R. 2001. The effectiveness of vermiculture in human pathogen reduction for USEPA biosolids stabilization. *Compost Sci. Util. 9(1):38-49.*

Edwards, A. C., Arancon, Q. N., Vasko-Bennett, M. Askar, A., Keeney, G., and Little, B. 2010a. Suppression of green peach aphid (*Myzus persicae*) (Sulz.), citrus mealybug (*Planococcus citri*) (Risso), and two spotted spider mites (*Tetranychus urticae*) (Koch.) attacks on tomatoes and cucumbers by aqueous extracts from vermicomposts. *Crop Protection. 29(1):80-93.*

Edwards, A. C., Arancon, Q. N., Vasko-Bennett, M., Askar, A., and Keeneya, G. 2010b. Effect of aqueous extracts from vermicomposts on attacks by cucumber beetles

(*Acalymna vittatum*) (Fabr.) on cucumbers and tobacco hornworm (*Manduca sexta*) (L.) on tomatoes. *Pedobiologia*. 53(2):141-148.

Edwards, C. A. 2004. Earthworm ecology (2nd Edition). CRC Press, Boca Raton, FL, London, New York, Washington. 448 pp.

Edwards, C. A., 1988. Breakdown of animal, vegetable and industrial organic wastes by earthworms. In: Edwards, C.A., Neuhauser, E.E (Eds.), Earthworms in waste and environmental management. SPB Academic Publishing BV, The Hague, pp. 21-31.

Edwards, C. A., and Bohlen, P. J. 1996. Biology and Ecology of Earthworms. Edition 3. Springer Netherlands. 426 pp.

Edwards, C. A., and Fletcher, K. E. 1988. Interactions between earthworms and microorganisms in organic-matter breakdown. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 24(1-3):235-247. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(88\)90069-2](https://doi.org/10.1016/0167-8809(88)90069-2).

Edwards, C. A., Subler, S., and Arancon, N. 2010. Quality Criteria for Vermicomposts. In: Edwards, C. A., Arancon, N. Q. and Sherman, R. L. (eds.). Vermiculture technology: earthworms, organic wastes, and environmental management. CRC Press. Taylor & Francis Group. p. 287-301.

Elizondo-Salazar, J. A., y Campos-Granados, C. M. 2014. Características nutricionales de la cáscara de piña ensilada con cantidades crecientes de urea y heno. *Nutrición Animal Tropical*. 8(2): 51-71.

Elvira, C., Goicoechea, M., Sampedro, L., Mato, S., Nogales, R. 1996. Bioconversion of solid paper-pulp mili sludge by earthworms. *Bioresource Technol.*, 57: 173-177.

Emperor, G. N., and Kumar, K. 2015. Microbial Population and Activity on Vermicompost of *Eudrilus eugeniae* and *Eisenia fetida* in Different Concentrations of Tea Waste with Cow Dung and Kitchen Waste Mixture. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci.* 4(10):496-507.

Ezcurreal, A., Ortiz, Z. I., Vhan, D. P., and Lacaux, P. J. 2001. Cereal waste burning pollution observed in the town of Vitoria (northern Spain). *Atmospheric Environment*, 35:1377-1386.

Farell, M. E., and Alexandre, G. 2012. Bovine serum albumin further enhances the effects of organic solvents on increased yield of polymerase chain reaction of GC-rich templates. *BMC Research Notes*. 5:257. doi:10.1186/1756-0500-5-257.

Fayolle, L., Mitchell, H., Cluzeau, D., and Stawiec, J. 1997. Influence of temperature and food source on the life cycle of the earthworm *Dendrobaena veneta* (Oligochaeta). *Soil Biology and Biochemistry*. 29:747-750.

Fernández, G. M. J., Romero, E., Nogales, R. 2010. Feasibility of vermicomposting for vegetable greenhouse waste recycling. *Bioresour. Technol.* 101(24):9654-9660.

Fernández, L. L. C., Rojas A. N. G., Roldán, C. T. G., Ramírez, I. M. E., Zegarra, M. H. G., Uribe, H. R., Reyes, A. R. J., Flores, H. D. F., y Arce, O. J. M. 2006. Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados. *Instituto Mexicano del Petróleo-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología*. México. 180 pp.

Ferrera-Cerrato, R., y Alarcón, A. 2001. La microbiología del suelo en la agricultura sostenible. *Ciencia Ergo Sum*. 8(2):175-183.

Figueroa-Viramontes, U., Núñez-Hernández, G., Delgado, J. A., Cueto-Wong, J. A. y Flores-Margez, J. P. 2009. Estimación de la producción de estiércol y de la excreción de nitrógeno, fósforo y potasio por bovino lechero en la Comarca Lagunera. pp. 128-151. *In: Orona, C. I., Salazar, S. E., Fortis, H. M., Trejo, E. H. I., Vázquez, V. C., López, M. J. D., Figueroa, V. R., Zúñiga, T. R., Preciado, R. P. y Chavarría, G. J. A. (eds.). Agricultura orgánica*. 2ª ed. FA-UJED. SMCS. Gómez Palacio, Dgo. Mex.

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

Fleming, I., and Williams, D. H. 2019. Spectroscopic methods in organic chemistry. Seventh Edition. Springer Nature Switzerland AG. Pp 432.

Fragoso, C., y Rojas, P. 2014. Biodiversidad de lombrices de tierra (Annelida: Oligochaeta: Crassiclitellata) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Supl. (85):197-207.

Franco-Castillo, M., Ramírez-Hernández, M., García-Gómez, R. S., Bernal-González, M., Espinosa-Aquino, B., Solís-Fuentes, J. A., Durán-de-Bazúa, C. 2010. Reaprovechamiento integral de residuos agroindustriales: cáscara y pulpa de cacao para la producción de pectinas. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias*, 1(2):45-66.

Gallardo, L. J. F. 2017. La materia orgánica del suelo. Residuos orgánicos, humus, compostaje y captura de carbono. Universidad Autónoma de Chapingo. 424 pp.

Gamarra, L. C. C., Díaz, L. M. I., Mirtha Vera, de O. M., del Pilar, G. M., y Cabrera, C. A. J. N. 2017. Relación carbono-nitrógeno en suelos de sistemas silvopastoriles del Chaco paraguay. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 9(46):4-26.

García, I. C., Gil, S. F., Hernández, F. T., y Trasar, C. C. 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. Ediciones Mundi-Prensa, España. 371 pp.

García-Montero, L. G., Valverde-Asenjo, I., Grande-Ortíz, M. A., Menta, C., and Hernando, I. 2013. Impact of earthworm casts on soil pH and calcium carbonate in black truffle burns. *Agroforest Syst*, 87:815-826.

García-Pérez, R. E. 2011. La lombriz de tierra como una biotecnología en agricultura. Universidad Autónoma de Chapingo, México. 178 pp.

García-Salazar, J. A., Borja-Bravo, M., y Rodríguez-Licea, G. 2018. Consumo de fertilizantes en el sector agrícola de México: un estudio sobre los factores que afectan la tasa de adopción. *INTERCIENCIA*, 43(7):505-510.

Garg, P., Gupta, A., and Satya, S. 2006. Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia foetida*: A comparative study. *Bioresource Technology*, 97:391-395.

Garg, V. K., and Gupta, R. 2011. Optimization of cow dung spiked pre-consumer processing vegetable waste for vermicomposting using *Eisenia fetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 74(1):19-24.

Garg, V. K., Suthar, S., and Yadav, A. 2012. Management of food industry waste employing vermicomposting technology. *Bioresour. Technol.*, 126, 437-443. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.116>.

Giovanela, M., Parlanti, E., Soriano-Sierra, E. J., Soldi, M. S., and Sierra, M. M. D. 2004. Elemental compositions, FT-IR spectra and thermal behavior of sedimentary fulvic and humic acids from aquatic and terrestrial environments. *Geochem. J.* 38, 255-264. <https://doi.org/10.2343/geochemj.38.255>.

Gobierno del Estado de Tabasco (GET). 2018. Las regiones de Tabasco. Disponible en <https://tabasco.gob.mx/regiones-de-tabasco> (Consulta: 19 de marzo de 2018).

Gogoi, A., Biswas, S., Bora, J., Sundar, S., Sundar, S. and Kumar, M. 2015. Effect of vermicomposting on copper and zinc removal in activated sludge with special emphasis on temporal variation. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 15(2):101-107.

Gómez-Brandón, M., Aira, M., Lores, M., and Domínguez, J. 2011b. Epigeic earthworms exert a bottleneck effect on microbial communities through gut associated processes. *PLoS ONE*. 6(9):1-9.

Gómez-Brandón, M., and Domínguez, J. 2014. Recycling of Solid Organic Wastes Through Vermicomposting: Microbial Community Changes Throughout the Process and Use of Vermicompost as a Soil Amendment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 44(12):1289-1312. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.763588>.

Gómez-Brandón, M., Lazcano, C., Lores, M., y Domínguez, J. 2010. Papel de las lombrices de tierra en la degradación del bagazo de uva: efectos sobre las características químicas y la microflora en las primeras etapas del proceso. *Acta Zoológica Mexicana*. 2:397-408.

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

González, S. K. D., Rodríguez, M. Ma. de las N., Trejo, T. L. I., Sánchez, E. J., y García, C. J. L. 2013. Propiedades químicas de tés de vermicompost. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. Pub. Esp. 5:901-911.

González-Barrios, J. L., González-Cervantes, G., y Chávez-Ramírez, E. 2012. Porosidad del suelo en tres superficies típicas de la cuenca alta del río Nazas. *Tecnol. cienc. agua*, 3(1):21-32.

GRF. 2018. Microarray overview. London School of Hygiene and Tropical Medicine. Consultado en mayo de 2018. Página electrónica: <http://grf.lshtm.ac.uk/microarrayoverview.htm>

Guanqun, G., Liangwei, Xu., Yingjie, Z., Weixin, L., Ming, W., Yufeng, Z., Xin, Y., and Yajun, Li. 2020. Extraction of Fulvic Acid from Lignite and Characterization of Its Functional Groups. *ACS Omega*. 5, 27953-27961. <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c03388>.

Guerrero, F., Gascó, J. M., Hernández-Apaolaza, L. 2002. Use of pine bark and sewage sludge compost as components of substrates for *Pinus pinea* and *Cupressus arizonica* production. *J. Plant Nutr.* 25: 129-141.

Gunadi, B., and Edwards, C. A. 2003. The effects of multiple applications of different organic wastes on the growth, fecundity and survival of *Eisenia fetida* (Savigny) (Lumbricidae). *Pedobiologia*. 47:321-329.

Gunadi, B., Blount, C., and Edwards, C. A. 2002. The growth and fecundity of *Eisenia foetida* (Savigny) in cattle solids pre-composted for different periods. *Pedobiología*. 46:15–23.

Guridi, I. F., Calderín, G. A., Louro, B. R. L., Martínez, B. D., y Rosquete, B. M. 2017. Los ácidos húmicos de vermicompost protegen a plantas de arroz (*Oryza sativa* L.), contra un estrés hídrico posterior. *Cultivos Tropicales*. 38(2):53-60.

Gutiérrez-Miceli, F. A., García-Gómez, R. C., Oliva-Llaven, M. A., Montes-Molina, J. A., and Dendooven, L. 2017. Vermicomposting leachate as liquid fertilizer for the cultivation of sugarcane (*Saccharum* sp.). *Journal of Plant Nutrition*. 40:1:40-49.

Gutiérrez-Miceli, F. A., Moguel-Zamudio, B., Abud-Archila, M., Gutiérrez-Oliva, V. F., and Dendooven, L. 2008. Sheep manure vermicompost supplemented with a native diazotrophic bacteria and mycorrhizas for maize cultivation. *Bioresource Technology*. 99:7020-7026.

Hait, S., and Tare, V. 2011. Vermistabilization of primary sewage sludge. *Bioresour. Technol.* 102, 2812-2820. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.031>

Hayawin, Z. N., Astimar, A. A., Ibrahim, M. H., Hasamudin, W. H., and Abdul, K. H. P. S. 2011. Vermicomposting of different types of oil palm fibre waste using *Eudrilus eugeniae*: A comparative study. *Journal of Oil Palm Research*, 32:979-989.

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

Haynes, R.J., Naidu, R. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosys*, (51):123-137.

Head, I. M., Saunders, J. R., and Pickup, R. W. 1998. Microbial evolution, diversity, and ecology. A decade of ribosomal RNA analysis of uncultivated microorganisms. *Microb. Ecol.* 35:1-21.

Helal, A. A., Murad, G. A., and Helal, AA. 2011. Characterization of different humic materials by various analytical techniques. *Arabian J. Chem.* 4, 51-54. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2010.06.018>.

Hénault-Ethier, L., Vincent, J., Martin., and Gélinas, Y. 2016. Persistence of *Escherichia coli* in batch and continuous vermicomposting systems. *Waste Management.* 56:88–99. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.033>.

Henríquez, C., Uribe, L., Valenciano, A., y Nogales, R. 2014. Actividad enzimática del suelo -Deshidrogenasa, β -glucosidasa, Fosfatasa y Ureasa- bajo diferentes cultivos. *Agronomía Costarricense.* 38(1):43-54.

Hernández-de León, H. R., Lara-Vera, I., Ruíz-Valdiviezo, V. M., Villalobos-Maldonado, J. J., Enciso-Sáenz, S., Castañón-González, J. H., Gutiérrez-Miceli, F. A., y Abud-Archila, M. 2017. Optimización de la producción de té de vermicomposta y su empleo para la germinación de semillas de *Jatropha curcas* L. *Interciencia.* 42(7):417-422.

Hernández-Rodríguez, O. A., López-Díaz, J. C., Arras-Vota, A. M. Quezada-Solís, J., and Ojeda-Barrios, D. 2012. Quality of vermicompost obtained from residues of forestry and livestock. *Sustainable Agriculture Research.* 1(1):70-76.

Hong, S. W., Lee, J. L., and Chung, K. S. 2011. Effect of enzyme producing microorganisms on the biomass of epigeic earthworms (*Eisenia fetida*) in vermicompost. *Bioresource Technology.* 102(10):6344-6347. Huang, K., Li, F., Wei, Y., Chen, X., and Fu, X. 2013. Changes of bacterial and fungal community compositions during vermicomposting of vegetable wastes by *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology.* 150:235-241.

Huang, K., Fusheng, L., Yongfen, W., Xiaoyong, F., and Xuemin, C. 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., Li, F., Li, J., Helard, D., and Hirooka, K. 2012. Rapid vermicomposting of fresh fruit and vegetable wastes using earthworm *Eisenia foetida*. *Journal of Japan Society of Civil Engineers, (Environmental Research)*. 68(7):113-120.

Huelva, L. R., Martínez, B. M., Calderín, G. A., Hernández, G. L. O., and Guridi, I. F. 2013. Propiedades químicas y química-físicas de derivados estructurales de ácidos húmicos obtenidos de vermicompost. Actividad biológica. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*. 22, 56-60. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93225718014>.

Irías, A., y Lutz, G. 2014. Composición química de la biomasa residual de la planta de piña variedad md2 proveniente de guácimo, limón. *Ciencia y Tecnología*. 30(2):27-34.

Jack, A. L. H. 2012. Vermicompost suppression of *Pythium aphanidermatum* seedling disease: Practical applications and an exploration of the mechanisms of disease suppression. Available from ProQuest Dissertations & Theses Global. Published by ProQuest LLC. 154 pp.

Jayappa, V. S., and Narayana, J. 2013. Earthworm density, biomass and vermicompost recovery during agro-industrial waste treatment. *Int J Pharm Bio Sci*. 4(2):1274-1280.

Jaybhaye, M. M., and Bhalerao, S. A. 2016. Vermicomposting: A new trend towards Management of Agricultural Waste (Paddy Straw). *Int. J. Curr. Res. Aca. Rev.* 4(4):61-67

Jie, Y. Xiao-Feng, Z., Sui-Juan, Y., Wen-Hong, L., and Xiu-Fang, H. 2013. Design and application of specific 16S rDNA-targeted primers for assessing endophytic diversity in *Dendrobium officinale* using nested PCR-DGGE. *Appl Microbiol Biotechnol*. 97:9825-9836.

Jiménez, A. D., Sobalvarro, M. J. L., y Elizondo, S. J. A. 2020. Enriquecimiento proteico de dos especies forrajeras y cáscara de piña por medio de fermentación en estado sólido. *Agronomía Costarricense*, 44(2): 175-187.

Jiménez, L., Larreal, M., y Noguera, N. 2004. Efectos del estiércol bovino sobre algunas propiedades químicas de un Ultisol degradado en el área de la Machiques Colón, estado Zulia. *Revista de la Facultad de Agronomía*. 21(4):311-321.

Jing-Chun, T., Nagamitsu, M., Yutaka, T., and Arata, K. 2006. Characterization of the maturing process of cattle manure compost. *Process Biochem*. 41:380-389.

Jing-Chun, Tang., Tomonari, K., Yasushi, I., Tsuyoshi, Y., Shigekata, Y., and Arata, K. 2004. Changes in the microbial community structure during thermophilic composting of manure as detected by the quinone profile method. *Process Biochem*. 39:1999-2006.

Jirapornvaree, I., Suppadit, T., and Popan, A. 2017. Use of pineapple waste for production of decomposable pots. *Int J Recycl Org Waste Agricult*. 6:345-350. <https://doi.org/10.1007/s40093-017-0183-5>.

Kalvatchev, Z., Garzaro, D., y Cedezo, F. G. 1998. *Theobroma cacao* L: Un nuevo enfoque para nutrición y salud. *Agroalimentaria*. (6):23-25.

Karimi, H., Mokhtari, M., Salehi, F., Sojoudi, S. and Ebrahimi, A. 2017. Changes in microbial pathogen dynamics during vermicomposting mixture of cow manure–organic solid waste and cow manure–sewage sludge. *Recycl Org Waste Agricult*, 6:57–61.

Kashyap, S., Kapoor, N., and Kale, R. D. 2015. Effect of vermicompost extracts on the in vitro micropropagation of *Bacopa monnieri*. *International Journal of Green Pharmacy*. 9(1):63-68.

Kaushal, J., Mehandia, S., Singh, G., Raina, A., and Kumar, A. S. 2018. Catalase enzyme: Application in bioremediation and food industry. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*. 16:192-199.

Kavdir, Y., and Ilay, R. 2011. Earthworms and soil structure. Chapter 3. *In*. Biology of earthworms. Karaca, A. (Ed.). Springer-Verlag Berlin, Heidelberg. 316 pp.

Kaviraj, S. S., and Sharma, S. 2003. Municipal solid waste management through vermicomposting employing exotic and local species of earthworms. *Bioresour. Technol*, 90(2):169-173.

Khomami, A. M. and Moharam, M. G. 2013. Evaluation of sugar cane bagasse vermicompost as potting media on growth and nutrition of *Dieffenbachia amoena* 'Tropic Snow'. *Int. J. Agron. Plant Produc*. 4(8):1806-1812.

Khomyakov, N. V., Kharin, S. A., Nechitailo, T. Yu., Golyshin, P. N., Kurakov, A. V., Byzov, B. A., and Zvyagintsev, D. G. 2007. Reaction of microorganisms to the digestive fluid of earthworms. *Microbiology*. 76(1):45-54.

Khwanchai, K., and Kanokkorn, S. 2018. Effect of agricultural waste on vermicompost production and earthworm biomass. *J. Environ. Sci. Technol*. 11(1):23-27.

Klucáková, M. 2018. Size and charge evaluation of standard humic and fulvic acids as crucial factors to determine their environmental behavior and impact. *Front. Chem*. 6, 1-8. <https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00235>.

Kohli, R., and Hussain, M. 2016. Management of Flower Waste by Vermicomposting. *International Conference on Global Trends in Engineering, Technology and Management*. <http://www.ijettjournal.org>. 34-38.

Kononova, M., and Belchikova, N. 1961. Rapid method of determining the humus composition of mineral soil. *Sov. Soil Sci*. (10):75-87.

Kowalchuk, G. A., Os, G.J., Aartrijk, J., Veen, J.A. 2003. Microbial community responses to disease management soil treatments used in flower bulb cultivation. *Biology and Fertility of Soils*. 37:55-63.

Kristiana, R., Nair, J., Anda, M., Mathew, K., 2005. Monitoring of the process of composting of kitchen waste in an institutional scale worm farm. *Water Science and Technology*. 51(10):171-177.

Kui, H., Fusheng, L., Yongfen, W., Xiaoyong, F., and Xuemin, Ch. 2014. Effects of earthworms on physicochemical properties and microbial profiles during vermicomposting of fresh fruit and vegetable wastes. *Bioresource Technology*. 170:45-52. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.058>.

Kumar, A. 2005. *Verms and vermitechnology*. APH Publishing. New Dehli, India. 200 pp.

Kumar, J. C., Das, N., and Nath, C. G. 2016. Improved extraction of humic acids from vermicomposted organic waste by a column based continuous elution method. *Sep. Sci. Technol.* 51, 2780-2789. <https://doi.org/10.1080/01496395.2016.1218513>.

Kumari, A. K., Raja, K. N., and Narasimha, R. Ch. 2014. Adverse effects of chemical fertilizers and pesticides on human health and environment. *Journal of Chemical and Pharmaceutical Sciences*. (3):150-151.

Labrador, M. J. 2002. *La materia orgánica en los agrosistemas*. Mundi-Prensa. España. 293 pp.

Lagos-Burbano, E., y Castro-Rincón, E. 2019. Caña de azúcar y subproductos de la agroindustria azucarera en la alimentación de rumiantes. *Agronomía Mesoamericana*. 30(3):917-934.

Lal, R. 2005. World crop residues production and implications of its use as a biofuel. *Environment International*. 31:575-584.

Lang-Ovalle, F. P., Pérez-Vázquez, A., Martínez-Dávila, J. P., Platas-Rosado, D. E., Ojeda-Enciso, L. A., y González-Acuña, I. J. 2011. Macrofauna edáfica asociada a plantaciones de mango y caña de azúcar. *Terra Latinoamericana*, 29(2):169-177.

Larco, E. 2004. Preparación de lixiviados de compost y lombricompost. Hoja técnica. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología*. 73:79-82.

Latham, M. C. 2002. Nutrición humana en el mundo en desarrollo. *Colección FAO: Alimentación y nutrición No. 29*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. ISBN 92-5-303818-7. Disponible en: <https://www.fao.org/3/w0073s/w0073s00.htm#Contents> (Consulta: 20 de febrero de 2023 2015).

Lazcano, C., Gómez-Brandón, M., Domínguez, J. 2008. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere*, 72:1013-1019.

Lemtiri, A., Colinet, G., Alabi, T., Cluzeau, D., Zirbes, L., Haubruge, E., and Francis, F. 2014. Impacts of earthworms on soil components and dynamics. A review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 18(1):1-13.

León, I. O. 2004. La industria química en México. *Comercio exterior*, 54(6): 530-541.

Lguirati, A., Baddib, G. A., Mousadik, A. E., Gilardd, V., Revele, J. C., and Hafidib, M. 2005. Analysis of humic acids from aerated and non-aerated urban landfill composts (FTIR). *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 56, 8-16. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2005.03.004>

Li, K., Li, P., and Li, H. 2010. Earthworms helping economy, improving ecology and protecting health. *International Journal of Global Environmental Issues.* 10(3):354-365.

Limin, Z., Yayi, W., Jian, Y., Meiyan, X., Xiaowei, L., Danghao, Y., and Dehan, D. 2010. Earthworm-microorganism interactions: A strategy to stabilize domestic wastewater sludge. *Water Research.* 44(8):2572-2582.

Liu, W., Li, L., Khan, M. A., and Zhu, F. 2012. Popular molecular markers in bacteria. *Molecular Genetics, Microbiology and Virology*, 27:103-107.

López, L. Ma. J., Masaguer, R. A., Paredes, G. C., Hernández, E. M., Roca, P. L., Ros, M. M., Salas, S. Ma. del C., y Boluda, H. R. 2015. Residuos orgánicos y agricultura intensiva. Recursos orgánicos: Aspectos agronómicos y medioambientales. Colección: de residuo a recurso. El Camino hacia la Sostenibilidad. Ediciones Mundi-Prensa, España. 138 pp.

López, M. Ma. E., y Sainz, O. Ma. J. 2011. Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola. Universidade de Santiago de Compostela. Servizo de Publicacións e Intercambio Científico. 225 pp.

López, R., Antelo, J., Silva, A. C., Bento, F., and Fiol, S. 2021. Factors that affect physicochemical and acid-base properties of compost and vermicompost and its potential use as a soil amendment. *Journal of Environmental Management*, 300:1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113702>.

López-Arboleda, W. A., Ramírez-Castrillón, M., Mambuscay-Mena, L. A., y Osorio-Cadavid, E. 2010. Diversidad de levaduras asociadas a chichas tradicionales de Colombia. *Rev. Colomb. Biotecnol.* 12(2):176-186

López-Méndez, C., Ruelas-Ayala, R. D., Sañudo-Torres, R. R., Armenta-López, C., y Félix-Herrán, J.A. 2013. Influencia de diferentes sustratos orgánicos en la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*). *Tecnociencia*, 7(2):81-87.

Lores, M., Gómez-Brandon, M., Pérez-Díaz, D., and Domínguez, J. 2006. Using FAME profiles for the characterization of animal wastes and vermicomposts. *Soil Biology & Biochemistry.* 38:2993-2996.

Machado, W., Franchini, J. C., Guimaraes, M. F., and Filho, J. T. 2020. Spectroscopic characterization of humic and fulvic acids in soil aggregates, Brazil. *Heliyon*. 6, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04078>.

Madigan M. T., Martinko J. M., Dunlap, V. P., y Clark, P. D. 2009. Biología de los microorganismos. 12ª edición. PEARSON Addison-Wesley. 1259 pp.

Madsen, E. L. 1998. Epistemology of Environmental Microbiology. *Environmental Science & Technology*. 32(4):429-439.

Mago, M., Gupta, R., Yadav, A., Kumar, G. V. 2022. Sustainable treatment and nutrient recovery from leafy waste through vermicomposting. *Bioresource Technology*, 347. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126390>.

Mahaly, M., Senthilkumar, A. K., Arumugam, S., Kaliyaperumal, C., and Karupannan, N. 2018. Vermicomposting of distillery sludge waste with tea leaf residues. *Sustainable Environment Research*. XXX:1-5. <https://doi.org/10.1016/j.serj.2018.02.002>

Mainoo, N. O. K., Barrington, S., Whalen, J. K., and Sampedro, L. 2009. Pilot-scale vermicomposting of pineapple wastes with earthworms native to Accra, Ghana. *Bioresource Technology*. 100:5872-5875.

Mamani-Mamani, G., Mamani-Pati, F., Sainz-Mendoza, H., y Villca-Huanaco, R. 2012. Comportamiento de la lombriz roja (*Eisenia* spp.) en sistemas de vermicompostaje de residuos orgánicos. *J. Selva Andina Res. Soc.* 1(1):44-54.

Mambuscay, M. L. A., López, A. W. A., Cuervo, M. R. A., Argote, V. F. E., y Osorio, C. E. 2013. Identificación de las levaduras nativas presentes en zumos de piña, mora y uva. *Bioteología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*. Edición Especial No. 2:136-144.

Marouani, E., Kolsi, BN., Ziadi, N., Bouslimi, B., Abouda, A., and Koubaa, A. 2019. Deinking sludge compost stability and maturity assessment using Fourier transform infrared spectroscopy and thermal analysis. *Waste Manage. Res.* 37, 1-15. <https://doi.org/10.1177/0734242x19864638>.

Martínez, H. E., Fuentes, E. J. P., y Acevedo, H. E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *J. Soil Sc. Plant Nutr.* 8(1):68-96.

Martínez, P. F. y Roca, D. 2011. Sustratos para el cultivo sin suelo. Materiales, propiedades y manejo. En: Flórez R., V.J. (Ed.). Sustratos, manejo del clima, automatización y control en sistemas de cultivo sin suelo. Bogotá. Editorial Universidad Nacional de Colombia. 77 pp.

Martínez, X. C., Bravo, I., y Martin, J. F. 2013. Composición molecular de ácidos húmicos evaluada mediante pirólisis -cromatografía de gases- espectrometría de masas e

hidrólisis térmica asistida y metilación en suelos altoandinos de Colombia. *Rev. Colomb. Quim.* 42, 1-8.

Martínez-Cordeiro, H., Álvarez-Casas, M., Lores, M., y Domínguez, J. 2013. Vermicompostaje del bagazo de uva: fuente de enmienda orgánica de alta calidad agrícola y de polifenoles bioactivos. *Recursos Rurais.* 9:55-63.

Masaguer, R. A., y Benito, C. M. 2008. Evaluación de la calidad del compost. *En: Moreno, J., Moral, R. (Eds.), Compostaje.* Ediciones Mundi Prensa, Madrid. pp. 286-304.

Masciandaro, G., Bianchi, V., Macci, C., Doni, S., Ceccanti, B., and Iannelli, R. 2010. Potential of on-site vermicomposting of sewage sludge in soil quality improvement. *Desalination and Water Treatment.* 23(1-3):123-128.

Medany, M. 2011. Vermiculture in Egypt: Current Development and Future Potential. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO/UN). Regional Office for the Near East Cairo, Egypt. 99 pp.

Medina-Salas, L., Giraldo-Díaz, M. R., Castillo-González, E., and Morales-Mendoza, L. E. 2020. Valorization of orange peel waste using precomposting and vermicomposting processes. *Sustainability.* 12:1-14.

Meiyan, X., Xiaowei, Li., Jian, Y., Zhidong, H., and Yongsen, Lu. 2012. Changes in the chemical characteristics of water-extracted organic matter from vermicomposting of sewage sludge and cow dung. *Journal of Hazardous Materials.* 205-206(29):24-31.

Miguel, M. M., Pliego, M. L., Robles, P. C., y Aragón, R. E. 2018. Caracterización de las propiedades físicas y químicas de materiales composteados para uso potencial en la producción de chile de agua. *Revista Mexicana de Agroecosistemas,* 5(1):12-23.

Molina, M. J., Soriano, M. D., Ingelmo, F., and Llinares, J. 2013. Stabilisation of sewage sludge and vinasse bio-wastes by vermicomposting with rabbit manure using *Eisenia fetida*. *Bioresource Technology.* 137:88-97.

Mondragón, C. P. 2020. Principios y aplicaciones de la espectroscopia de infrarrojo en el análisis de alimentos y bebidas. CONACYT-CIATEJ, México. 158 pp.

Moraes, G. M., Xavier, F. A. S., Mendonça, E. S., Araújo, F. J. A., and Oliveira, T. S. 2011. Chemical and structural characterization of soil humic substances under agroforestry and conventional systems. *Rev. Bras. Cien. Solo.* 35, 1597-1608. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500014>.

Morais, D. R., Rotta, E. M., Sargi, S. C., Bonafe, E. G., Suzuki, R. M., Souza, N. E., Matsushita, M., and Visentainer, J. V. 2017. Proximate composition, mineral contents and fatty acid composition of the different parts and dried peels of tropical fruits cultivated in Brazil. *J. Braz. Chem. Soc.* 28(2):308-318.

Morales, M. J. C., Fernández, R. M. V., Montiel, C. A., y Peralta, B. B. C. 2009. Evaluación de sustratos orgánicos en la producción de lombricomposta y el desarrollo de lombriz (*Eisenia foetida*). *BIOtecnia*. 11(1):19-26.

Moreno, C. J., y Moral, H. R. 2008. Compostaje. Ediciones Mundi-Prensa, España. 570 pp.

Moreno, J., Moral, R., García, M. J. L., Pascual, J. A., y Bernal, M. P. 2014. Vermicompostaje: Procesos, productos y aplicaciones. Recursos orgánicos: Aspectos agronómicos y medioambientales. Colección: de residuo a recurso. El Camino hacia la Sostenibilidad. Ediciones Mundi-Prensa, España. 176 pp.

Moreno, J., Moral, R., García, M. J. L., Pascual, J. A., y Bernal, M. P. 2015. Residuos orgánicos y agricultura intensiva. Recursos orgánicos: Aspectos agronómicos y medioambientales. Colección: de residuo a recurso. El Camino hacia la Sostenibilidad. Ediciones Mundi-Prensa, España. 138 pp.

Moreno, R. A., Gómez, F. L., Cano, R. P., Martínez, C. V., Reyes, C. J. L., Puente, M. J. L. Rodríguez, D. N. 2008. Genotipos de tomate en mezclas de vermicompost:arena en invernadero. *Terra Latinoamericana*. 26(2):103-109.

Moreno, R. A., Hernández, H. J. L., Álvarez, R. V. P., Ogaz, A., y Aguilar, M. E. M. 2010. Modificación de las propiedades químicas de lodos residuales de Met-Mex Peñoles con lombrices *Eisenia fetida*. In. Libro Científico Anual: Agricultura, Ganadería y Ciencia Forestal. Jasso, C. D., y Burciaga, D. H. C. (eds.). Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. 157 pp.

Moreno-Reséndez, A., García-Gutiérrez, L., Cano-Ríos, P., Martínez-Cueto, V., Márquez-Hernández, C., y Rodríguez-Dimas, N. 2014. Desarrollo del cultivo de melón (*Cucumis melo*) con vermicompost bajo condiciones de invernadero. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*. 1(2):163-173.

Moreno-Reséndez, A., Solís-Morales, G., Blanco-Contreras, E., Vásquez-Arroyo, J., Guzmán-Cedillo, L. M. P., Rodríguez-Dimas, N., y Figueroa-Viramontes, U. 2013. Desarrollo de plántulas de huizache (*Acacia farnesiana*) en sustratos con vermicompost. *Rev. Chapingo*. 20(1):55-62.

Mülhardt, C., and Beese, E. W. 2007. Molecular Biology and Genomics. Academic Press. Elsevier. 272 pp.

Munnoli, P. M. 2015. Role of Microbes in Vermicomposting: A Review. In: Borkar, S. (eds) Bioprospects of Coastal Eubacteria. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-12910-5_14.

Mupondi, L. T., Pearson, N. S. M., and Pardon, M. 2011. Effects of a precomposting step on the vermicomposting of dairy manure–waste paper mixtures. *Waste Management & Research*. 29(2):219-228. <https://doi.org/10.1177/0734242X10363142>

Muyzer, G., De-Waal, E. C., and Uitterlinden, A. G. 1993. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polimerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. *Applied and Environmental Microbiology*. 59(3):695-700.

Nadelhoffer, K. J. 2000. The potential effects of nitrogen deposition on fine-root production in forest ecosystems. *New Phytol.* (147):131-139.

Nagar, R., Titov, A., and Bhati, P. 2017. Effect of water extract of vermicompost of different green leaf litter waste on the seed germination and seedling growth of mung (*Vigna radiata*). *International Journal o Higher Education and Research*. 7(2):136-146.

Nair, J., Sekiozoic, V., and Anda, M. 2006. Effect of pre-composting on vermicomposting of kitchen waste. *Bioresource Technology* 97:2091-2095.

Navarro, P., Moral, H., Gómez, L., y Mataix, B. 1995. Residuos orgánicos y agricultura. Espagrac. Edición electrónica. Universidad de Alicante. 155 pp.

Nieto-Garibay, A., Murillo-Amador, B., Troyo-Diéguez, E., Beltrán-Morales, A., Ruíz-Espinoza, F. H., y García-Hernández, J. L. 2010. Aprovechamiento de residuos orgánicos de origen animal, vegetal y doméstico para la elaboración y uso de composta en la agricultura orgánica. *In*. Agricultura orgánica. García, H. J. L. Orona, C. I., Salazar, S. E., Fortis, H. M., y Trejo, E. H. I. (eds.). *Sociedad Mexicana de la Ciencias del Suelo-CONACYT*. 431 pp.

Nigam, P. S., Gupta, N., and Anthwal, A. 2009. Pre-treatment of Agro-Industrial Residues. Chapter 2:13-33. *In*. Biotechnology for Agro-Industrial Residues Utilisation. Nigam, P. S., and Pandey, A. (Eds.). Springer Science+Business Media B.V. 466 pp.

Nogales, R., Domínguez, J., Mato, S. 2008. Vermicompostaje, En: Moreno, J., Moral, R. (Eds.), Compostaje. Ediciones Mundi Prensa, Madrid, pp. 187-208.

NORMA CHILENA (NCh). 2005. Compost - clasificación y requisitos. División de Normas del Instituto Nacional de Normalización. INN. NCh2880. Santiago, Chile. 27 pp.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 2021. FAOSTAT. Cultivos y productos de ganadería. Disponible en <https://www.fao.org/faostat/es/#data/QCL/visualize> (Consulta: 20 de febrero de 2023 2015).

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 2002. FAOSTAT. Insumos: consumo de fertilizantes en México. Disponible en <http://faostat3.fao.org> (Consulta: 3 de mayo de 2015).

Padrón-Gamboa, G. G. Arias-Marín. E. M., Romero-García. J., Benavides-Mendoza. A., Zamora-Rodríguez. J., y García-Rodríguez. S. P. 2004. Efecto de la cáscara de cacao en

la obtención de espumas de poliuretano para uso hortícola. Propiedades físicas y de biodegradabilidad. *Journal of the Mexican Chemical Society*. 48(2):156-164.

Pagans, E., Barrena, E., Font, X., and Sánchez, A. 2006. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*. 62:1534-1542.

Palomino-Camargo, C., y González-Muñoz, Y. 2014. Técnicas moleculares para la detección e identificación de patógenos en alimentos: ventajas y limitaciones. *Rev. perú. med. exp. salud pública*. 31(3):535-546.

Pant, A. P., Radovich, J. K. T., Hue, V. N., Talcott, T. S., and Krenek, A. K. 2009. Vermicompost extracts influence growth, mineral nutrients, phytonutrients and antioxidant activity in pak choi (*Brassica rapa* cv. Bonsai, Chinensis group) grown under vermicompost and chemical fertiliser. *J Sci Food Agric*. 89:2383-2392.

Paparella, C. V., Pavesi, A. B., Feldman, R. N., y Bouvet, B. R. 2011. El efecto de los agroquímicos en la espermatogénesis. *Revista Habanera de Ciencias Médicas*, 10(2):190-200.

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

Pathma, J., and Sakthivel, N. 2012. Microbial diversity of vermicompost bacteria that exhibit useful agricultural traits and waste management potential. *SpringerPlus* 1(26):1-19. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-1-26>.

Peña-Cabriales, J. J., Grageda-Cabrera, O. A., y Vera-Núñez, J. A. 2001. Manejo de los fertilizantes nitrogenados en México: uso de las técnicas isotópicas (¹⁵N). *Terra*. (20):51-56.

Pereira, M. de G., Neta, L., Fontes, M., Souza, A., Matos, T., Sachdev, R., Santos, A., Souza, M., Andrade, M., Paulo, G., Ribeiro, J., and Ribeiro, A. 2014. An overview of the environmental applicability of vermicompost: from wastewater treatment to the development of sensitive analytical methods. *The Scientific World Journal*. doi.org/10.1155/2014/917348

Pérez, B. Y., Rebolledo, R. R., y Martínez, S. J. 2010. Aislamiento e identificación de hongos en compost elaborado a partir de residuos sólidos urbanos. *Agro Sur*. 38(1):1-7.

Pérez, G. E. A., Lagunez, Z. J., Corona, H. J., Barajas, A. M. 2017. Growth and reproductive potential of *Eisenia foetida* (Sav) on various zoo animal dungs after two methods of pre-composting followed by vermicomposting. *Waste Manag*. 64:67-78.

Pernaleté, Z., Piña, F., Suárez, M., Ferrer, A., y Aiello, C. 2008. Fraccionamiento del bagazo de caña de azúcar mediante tratamiento amoniacal: efecto de la humedad del bagazo y la carga de amoníaco. *Bioagro* 20(1):3-10.

Petmuenwai, N., Boonthai, I. Ch., Chuasavathi, T., and Ta-oun, M. 2013. Using chicken manure in vermicompost to manage different agro-industrial wastes. *International Journal of Environmental and Rural Development*. 4(1):69-17.

Pire, R., y Pereira, A. 2003. Propiedades físicas de componentes de sustratos de uso común en la horticultura del estado Lara, Venezuela. Propuesta Metodológica. *Bioagro*, 15: 55-63.

Polo, H. A. M., Marcano, L., y Martínez, R. 2012. Evaluación de la calidad del humus producido por *Eisenia andrei* a partir de tres sustratos orgánicos. *Bol. Centro Invest. Biol.* 46(3):263-282.

Ponmani, S., and Udayasoorian, C. 2014. Enzyme activities and microbial dynamics of vermicompost of papermill sludge by the earthworm species - *Eudrilus eugeniae*. *Int. J. Current. Res.* 6(11):9952-9958.

Prakash, O., Pandey, P. J. Kulkarni, G. J., Mahale, K. N., and Shouche, Y. S. 2014. Technicalities and Glitches of Terminal Restriction Fragment Length Polymorphism (T-RFLP). *Indian J Microbiol.* 54(3):255–261.

Preciado, R. P., García, H. J. L., Segura, C. M. A., Salas, P. L., Ayala, G. A. V., Esparza, R. J. R., Troyo, D. E. 2014. Efecto del lixiviado de vermicomposta en la producción hidropónica de maíz forrajero. *Terra Latinoamericana*. 32(4):333-338.

Quintero, L. R. 2014. Poblaciones microbianas, actividades enzimáticas y sustancias húmicas en la biotransformación de residuos. *Terra Latinoamericana*. 32:161-172.

Quintero, N. M., y Moncada, A. A. 2008. Contaminación y control de las quemas agrícolas en Imperial, California, y Mexicali, Baja California. *Región y Sociedad*, 20(43):3-24.

Quintero-Lizaola, R., Ferrera-Cerrato, R., y Etchevers-Barra, J. D. 2005. Manual para la medición de actividades enzimáticas en compost y vermicompost. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México, México. 51 pp.

Raina M. M., Pepper I. L., and Gerba, C. P. 2000. Environmental microbiology. Academic Press. 585 pp.

Ramos, A. C. 2006. Los residuos en la industria farmacéutica. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*. 37(1):25-31.

Raphael, K., and Velmourougane, K. 2011. Chemical and microbiological changes during vermicomposting of coffee pulp using exotic (*Eudrilus eugeniae*) and native earthworm (*Perionyx ceylanesis*) species. *Biodegradation*. 22:497-507.

Ravindran, B., Contreras-Ramos, S. M., and Sekaran, G. 2015. Changes in earthworm gut associated enzymes and microbial diversity on the treatment of fermented tannery waste using epigeic earthworm *Eudrilus eugeniae*. *Ecological Engineering*. 74:394-401.

Ravindran, B., Sravani, R., Mandal, A., Contreras-Ramos, S., and Sekaran, G. 2013. Instrumental evidence for biodegradation of tannery waste during vermicomposting process using *Eudrilus eugeniae*. *Journal of Thermal Analysis & Calorimetry*. 111(3):1675-1684.

Raznjou, J., Mohammadi, M., and Hassanpour, M. 2011. Effect of vermicompost and cucumber cultivar on population growth attributes of the melon aphid (Hemiptera: Aphididae). *Journal of Economic Entomology*. 104(4):1379-1383.

Reyes, P. J. J., Abasolo, P. F., Yépez, R. A. J., Luna, M. R. A., Zambrano, B. W., Vázquez, M. V. F., Cabrera, B. D. A., Guzmán, A. J. A., Torres, R. J. A., y Rodríguez, M. W. O. 2017. Ácidos húmicos y su efecto sobre variables morfométricas en plantas de zanahoria (*Daucus carota* L.). *Biotecnia*, 19, 25-29.

Reyes-Pérez, J. J., Murillo-Amador, B., Nieto-Garibay, A., Troyo-Diéguez, E., Reynaldo-Escobar, I. M., Rueda-Puente, E. O., y Guridi-Izquierdo, F. 2014. Humatos de vermicompost como mitigador de la salinidad en albahaca (*Ocimum basilicum* L.). *Rev. FCA UNCUYO*. 46(2):149-162.

Rodríguez, F., y Rodríguez, A. J. 2002. Métodos de análisis de suelos y plantas. Criterios de interpretación. Trillas, México. 196 pp.

Rodríguez, M. 2016. Viabilidad de un sistema de aprovechamiento de biosólidos mediante vermicompostaje. *Ingeniería y Sociedad UC*. 11(2):101-109.

Rodríguez, M. R., Alcantar, G. E. G., Iñiguez, C. G., Zamora, N. F., García, L. P. M., Ruiz, L. M. A., y Salcedo, P. E. 2010. Caracterización física y química de sustratos agrícolas a partir de bagazo de agave tequilero. *Interciencias*. 35(7):515-520.

Rojo-Poveda, O., Barbosa-Pereira, L., Zeppa, G., and Stévigny, C. 2020. Cocoa bean shell-A by-product with nutritional properties and biofunctional potential. *Nutrients*, 12(4):1-29. <https://doi.org/10.3390/nu12041123>.

Romero, E., Salido, A., Cifuentes, C., Fernández, J.D., Nogales, R. 2006. Effect of vermicomposting process on pesticides sorption capability using agroindustrial-wastes. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 86: 289-297.

Rostami, R. 2011. Vermicomposting. *In*. Integrated Waste Management. Volume II. Kumar, S. (ed.). IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/935>

Sabiiti, E. 2011. Utilizing agricultural waste to enhance food security and conserve the environment. *African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development*, 11(6):1-9.

Sáez, A., y Urdaneta, G. J. A. 2014. Manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe. *Omnia*. 20(3):121-135.

Sainz, H., Benítez, E., Melgar, R., Álvarez, R., Gómez, M., y Nogales, R. 2000. Biotransformación y valorización agrícola de subproductos del olivar, orujos secos y extractados mediante vermicompostaje. *Edafología*. 7(2):103-111.

Sainz, M. J., Taboada-Castro, M. T., and Vilarino, A. 1998. Growth, mineral nutrition and mycorrhizal colonization of red clover and cucumber plants grown in a soil amended with composted urban wastes. *Plant Soil*. 205:85-92.

Salazar, R. B. M. T., Fortis, H. M., Preciado, R. I., Segura, C. M. A., y Sáenz, M. J. 2018. Characterization of organic substrates in the production of *Stevia rebaudiana* Bertoni. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 22(3): 45-55.

Salgado, G. S., Palma-López, D. J., Núñez, E. R., Lagunés, E. L., Deberdardi, D. H., y Mendoza, H. R. 2006. Manejo de fertilizantes y abonos orgánicos. Colegio de Postgraduados Campus Tabasco, Instituto para el Desarrollo de Sistemas de Producción en el Trópico Húmedo de Tabasco. Villahermosa, Tabasco. 210 p.

Samios, S., Lekkas, T., Nikolaou, A., and Golfopopoulos, S. 2007. Structural investigations of aquatic humic substances from different watersheds. *Desalination*. 210, 125-137. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.05.038>.

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

Sanjeev, A., Trivedi, R. C., and Sengupta, B. 2008. Air pollution due to burning of agriculture residue. *Indian Journal of Air Pollution Control*, 8(1):51-59.

Saval, S. 2012. Aprovechamiento de residuos agroindustriales: pasado, presente y futuro. *BioTecnología*, 16(2):14-46.

Savci, S. 2012. An Agricultural Pollutant: Chemical Fertilizer. *International Journal of Environmental Science and Development*. 3(1):77-80.

Schnitzer, M. 1982. Organic Matter Characterization. In: Page, I. A., Miller, R. H., and Keeney, D. R. (eds.). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Second Edition*. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA. 1160 pp.

Schuldt, M. 2006. *Lombricultura: teoría y práctica*. Mundi-Prensa, España. 307 pp.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2015. *Uso de fertilizantes*. Disponible en

[http://www.sagarpa.gob.mx/desarrolloRural/Documents/fichasaapt/Uso de Fertilizantes .pdf](http://www.sagarpa.gob.mx/desarrolloRural/Documents/fichasaapt/Uso_de_Fertilizantes.pdf) (Consulta: 20 de abril de 2015).

Selles, V. S. G., Ferreyra, E. R., Ahumada, B. R., Santelices, S. M., García-Huidobro, P. J., y Ruiz, S. R.: 2006. Lombrices de tierra como agentes mejoradores de las propiedades físicas del suelo en huertos frutales. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Santiago de Chile. 92 p.

Senesi, N., and Loffredo, E. 1999. The chemistry of soil organic matter, *In*: Sparks DL, ed. Soil physical chemistry, 2ª edición, CRC Press, Boca Raton, Florida.

Senthil, K. D., Satheesh, K. P., Rajendran, N. M., and Anbuganapathi, G. 2013. Compost maturity assessment using physicochemical, solid-state spectroscopy, and plant bioassay analysis. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 61(47):11326-11331. <https://doi.org/10.1021/jf4034943>

Seoanez, S. 2011. Residuos agroindustriales. *In*: Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola. López, M. M^a. E., y Sainz, O, M^a. J. (eds.). Servicio de Publicacións e Intercambio Científico. Universidade de Santiago de Compostela, España. 226 pp.

Serrato, D. A., Flores, R. Ll., Aportela, C. J., y Sierra, P. E. 2014. PCR: reacción en cadena de la polimerasa. En. Herramientas moleculares aplicadas en ecología: aspectos teóricos y prácticos. Cornejo, R. A., Serrato, D. A., Rendon, A. B., y Rocha, M. M. G. (eds.). SEMARNAT-INECC-UAM-I. 274 pp.

Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). 2021. Anuario Estadístico de la Producción Agrícola 2021. Disponible en <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/> (Consulta: 30 de enero de 2023).

Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). 2022. Avance de Siembras y Cosechas 2022. Disponible en https://nube.siap.gob.mx/avance_agricola/ (Consulta: 30 de enero de 2022).

Sharma, K., and Kumar, G. V. 2018. Solid-state fermentation for vermicomposting: a step toward sustainable and healthy soil. *In*. Current developments in biotechnology and bioengineering. Current advances in solid-state fermentation. Ashok Pandey, A., Larroche, C., and Soccol, C. R. (ed.) Elsevier. 478 pp.

Singh, D., and Suthar, S. 2012a. Vermicomposting of herbal pharmaceutical industry solid wastes. *Ecological Engineering*. 39:1-6.

Singh, D., and Suthar, S. 2012b. Vermicomposting of herbal pharmaceutical industry waste: Earthworm growth, plant-available nutrient, and microbial quality of end materials. *Bioresource Technology*. 112:179-185.

Singh, G., Wade, L. J., Singh, B. B., Singh, R. K., and Singh, V. P. 2001. Nutrient management in semi-deep water (30-50 cm) rice (*Oryza sativa*) and its effect on succeeding lentil (*Lens culinaris*) crop. *Indian J. Agron.* 46(1):12-16.

Singh, K., Sharma, S., Teixeira da Silva, J. A., Satya, S., and Arora, K. 2012c. Vermicomposting of Municipal Solid Waste Employing *Eisenia fetida* together with *Penicillium* spp. and *Azotobacter* Bioinoculants. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*, 6 (Special Issue 1):89-95.

Singh, N. B, Khare, A. K., Bhargava, D. S. and Bhattacharya, S. 2004. Optimum moisture requirement during vermicomposting using *Perionyx excavates*. *Applied Ecology and Environmental Research*, 2(1): 53-63.

Singh, N. P., and Pandey, A. 2009. Biotechnology for agro-industrial residues utilization. Utilisation of agro-residues. Springer Science, Business Media. 462 pp.

Singh, R., Gupta, R. K., Patil, R. T., Sharma, R. R., Asrey, R., Kumar, A., and Jangra, K. K. 2010. Sequential foliar application of vermicompost leachates improves marketable fruit yield and quality of strawberry (*Fragaria ananassa* Duch.). *Scientia Horticulturae*. 124:34-39.

Singh, S., and Nain, L. 2014. Microorganisms in the conversion of agricultural wastes to compost. *Proc. Indian. Natn. Sci. Acad.* 80(2):473-481.

Singh, T. H. D., Swaroop, N., Thomas, T., and Arun, A. D. 2017. Effect of different levels of vermicompost on soil physical properties of two cultivars of Cabbage (*Brassica oleracea* L.) under Eastern UP (India) conditions. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci*, 6(6):2908-2911.

Sinha, R. K. 2009. Earthworms: the miracle of nature (Charles Darwin's 'unheralded soldiers of mankind & farmer's friends'). *Environmentalist*. 29:339-340.

Sinha, R. K., Agarwal, S., Chauhan, K., Chandran, V., and Soni, B. K. 2010a. Vermiculture technology: reviving the dreams of Sir Charles Darwin for scientific use of earthworms in sustainable development programs. *Technology and Investment*. 1:155-172.

Sinha, R. K., Herat, S., Valani, D. B., Chauhan, K. A. 2009. Earthworms: The unheralded soldiers of mankind and farmer's friend working day and night under the soil: Reviving the dreams of Sir Charles Darwin for promoting sustainable agriculture. *American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences*, 5(Suppl.):5-13.

Sinha, R. K., Herat, S., Valani, D., and Chauhan, K. 2010b. Earthworms: The environmental engineers: review of vermiculture technologies for environmental management and resource development. *Journal International Journal of Global Environmental*. 10(3/4):265-292.

Sinha, R. K., Valani, D., Chauhan, K., and Agarwal, S. 2010c. Embarking on a second green revolution for sustainable agriculture by vermiculture biotechnology using earthworms: Reviving the dreams of Sir Charles Darwin. *Journal of Agricultural Biotechnology and Sustainable Development*. 2(7):113-128.

Sivananthi, T., and Arockia, J. J. P. 2014. Effect of Humic acid of vermicompost on *Zea mays* root growth. *Scrutiny International Research Journal of Agriculture, Plant Biotechnology and Bio Products*. 1(2):7-16.

Sharma, K., and Kumar, G. V. 2019. Recycling of lignocellulosic waste as vermicompost using earthworm *Eisenia fétida*. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26:14024–14035. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04639-8>

Smith, S. J., Sharpley, A.N., Ahuja, L. R. 1993. Agricultural chemical discharge in surface water runoff. *Journal of Environmental Quality*, 22:474-480.

Sosnecka, A., Kacprzak, M., and Rorat, A. 2016. Vermicomposting as an alternative way of biodegradable waste management for small municipalities. *Journal of Ecological Engineering*. 17(3):91-96. <https://doi.org/10.12911/22998993/63310>

Soto, M., Sánchez, M., Antolín, J. M., y Conde, C. 2019. Estudio de un proceso de compostaje de estiércol de conejo mediante técnicas espectroscópicas y análisis de ácidos húmicos y fúlvicos. X Congreso Ibérico de Agroingeniería. Huesca, España. http://dx.doi.org/10.26754/c_agroing.2019.com.3430.

Soumia, A., Mohamed, H., Jean-Rene, B., and Jean-Claude, R. 2003. Characterization of humic acids extracted from sewage sludge during composting and of their Sephadex® gel fractions. *Agronomie sciences*. 23, 269-275. <https://doi.org/10.1051/agro:2002090>.

Sreekanth, K., Vishal, G. N., Raghunandan, H. V., and Nitin, K. U. 2014. A Review on Managing of Pharmaceutical Waste in Industry. *International Journal of PharmTech Research*. 6(3):899-907.

Statpoint Technologies, Inc. 2018. Statgraphics® Centurion ver. XVIII.1.06. Manual de usuario. Virginia, USA. 297 pp.

Stevenson, F. J. 1994. Humus chemistry; genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons, New York. 496pp.

Stoffella, P. J., y Kahn, B. A. 2005. Utilización de compost en los sistemas de cultivos hortícolas. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 414 pp.

Su, L. L., and Ta, Y. W. 2016. Characterization of matured vermicompost derived from valorization of palm oil mill by-product. *J. Agric. Food Chem.* 1-34.

Subramanian, S., Sivarajan, M., and Saravanapriya, S. 2010. Chemical changes during vermicomposting of sago industry solid wastes. *Journal of Hazardous Materials*. 179(1-3):318-322.

Suriyanarayanan. S., Mailappa, A. S., Jayakumar, D., Nanthakumar, K., Karthikeyan, K., and Balasubramanian, S. 2010. Studies on the characterization and possibilities of reutilization of solid wastes from a waste paper-based paper industry. *Global Journal of Environmental Research*. 4(1):18-22.

Suthar, S. 2007. Influence of different food sources on growth and reproduction performance of composting epigeics: *Eudrilus eugeniae*, *Perionyx excavatus* and *Perionyx sansibaricus*. *Applied Ecology and Environmental Research*. 5(2):79-92.

Suthar, S. 2009. Vermicomposting of vegetable-market solid waste using *Eisenia fetida*: Impact of bulking material on earthworm growth and decomposition rate. *Ecological Engineering*, 35:914-920.

Suthar, A., Mutiyar, P. K., and Singh, S. 2012. Vermicomposting of milk processing industry sludge spiked with plant wastes. *Bioresource Technology*. 116:214–219. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.101>.

Suzuki, M., Rappe, M. S., and Giovannoni, S. J. 1998. Kinetic bias in estimates of coastal picoplankton community structure obtained by measurements of small-subunit rRNA gene PCR amplicon length heterogeneity. *Applied and Environmental Microbiology*. 64(11):4522–4529.

Thomas, G.V., Mathew, A.E., Baby, G., and Mukundan, M. K. 2019. Bioconversion of Residue Biomass from a Tropical Homestead Agro-Ecosystem to Value Added Vermicompost by *Eudrilus* Species of Earthworm. *Waste Biomass Valor*, 10:1821-1831. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0203-3>.

Torres, R. J. A., Reyes, P. J. J., y González, R. J. C. 2016. Efecto de un bioestimulante natural sobre algunos parámetros de calidad en plántulas de tomate (*Solanum Lycopersicum*, L.) bajo condiciones de salinidad. *Biotecnia*. 18(2):11-15.

Torres, T. A. G. y Baca, B. E. 1995. Reacción en cadena de la polimerasa. *Elementos*. 23(1):16-21.

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

Valdez-Vázquez, I., Acevedo-Benítez, J. A., and Hernández-Santiago, C. 2010. Distribution and potential of bioenergy resources from agricultural activities in Mexico. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14:2147-2153.

Vargas-Machuca, R. N. 2010. Vermicompostaje en el reciclado de residuos agroindustriales. XII Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo. Santo Domingo, 17-19 de noviembre del 2010. Santo Domingo de los Tsáchilas, Ecuador.

Vargas-Machuca, R. N., Domínguez, M. J., de la Iglesia, M. S. 2008. Vermicompostaje, En: Moreno, J., Moral, R. (Eds.), Compostaje. Ediciones Mundi Prensa, Madrid. pp. 187-208.

Vázquez, J., y Loli, O. 2018. Compost y vermicompost como enmiendas en la recuperación de un suelo degradado por el manejo de *Gypsophila paniculata*. *Scientia Agropecuaria*, 9(1):43-52.

Velasco-Velasco, J., Ferrera-Cerrato, R., Almaraz-Suárez, J. J., y Parkinson, R. 2016. Emisión de amoníaco durante los procesos de compostaje y vermicompostaje: aspectos prácticos y aplicados. *Agroproductividad*, 9(8):45-51.

Veeken, A., Kierop, K., De Wilde, V., and Hamelers, B. 2000. Characterization of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresource Technology*. 72(1):33-41. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)90096-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)90096-2).

Vig, A. P., Singh, J., Wani, S. H., and Dhaliwal, S. S. 2011. Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm *Eisenia fetida* (Savigny). *Bioresour Technol.* 102, 7941-7945. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.056>.

Villegas-Cornelio, V. M., y Laines, C. J. R. 2016. Vermicompostaje: II avances y estrategias en el tratamiento de residuos sólidos orgánicos. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 8(2):407-421.

Vinueza-Burgos, C. 2009. PCR en tiempo real: la nueva era de la información genética celular. *Revista electrónica de Veterinaria*. 10(2):1-14.

Vishakha, P., Dhiman, S., and Dubey Y. P. 2018. Effect of vermicompost and p enriched biocompost on soil properties under French vean crop. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci.* 7(9):2170-2177. doi: <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2018.709.267>.

Vivas, A., Moreno, B., García-Rodríguez, S., and Benítez, E. 2009. Assessing the impact of composting and vermicomposting on bacterial community size and structure, and microbial functional diversity of an olive-mill waste. *Bioresource Technology*. 100(1):1319-1326.

Volke, S. T., Velasco, T. J. A., y de la Rosa, P. D. A. 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat), México. 144 pp.

Volverás-Mambuscay, B., Amézquita-Collazos, E., y Campo-Quesada, J. M. 2016. Indicadores de calidad física del suelo de la zona cerealera andina del departamento de Nariño, Colombia. *Corpoica Cienc Tecnol Agropecuaria*, 17(3):361-377.

Wako, R. E. 2021. Preparation and characterization of vermicompost made from different sources of materials. *Open J Plant Sci*, 6(1):042-048. DOI: <https://dx.doi.org/10.17352/ojps.000031>.

Walinga, I., Kithome, M., Novozamsky, I., Houba, V. J. G., and van der Lee, J. J. 1992. Spectrophotometric determination of organic carbon in soil. *Community Soil Sci*, 23(15-16): 1935-1944.

Wang, Y. Q., and Schuchardt, F. 2010. Effect of C/N ratio on the composting of vineyard pruning residues. *Agriculture and Forestry Research*, 3(60):131-138.

Weilong, L., Lv, L., Asaduzzaman, K. M., and Feizhou, Z. 2012. Popular molecular markers in bacteria. *Molecular Genetics, Microbiology and Virology*. 27(3):103-107.

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

Yadav, A., and Garg, V. K. 2011^b. Vermicomposting – An effective tool for the management of invasive weed *Parthenium hysterophorus*. *Bioresource Technology*, 102(10):5891-5895.

Yadav, A., and Garg, V. K. 2013. Nutrient recycling from industrial solid wastes and weeds by vermiprocessing using earthworms. *Pedosphere*, 23(5)668–677.

Yadav, A., Gupta, R., and Kumar, G. V. 2013. Organic manure production from cow dung and biogas plant slurry by vermicomposting under field conditions. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. 2:1-7.

Yardim, N. E., Arancon, Q. N., Edwards, A. C., Oliver, J. T., and Byrne, S. R. 2006. Suppression of tomato hornworm (*Manduca quinquemaculata*) and cucumber beetles (*Acalymma vittatum* and *Diabotrica undecimpunctata*) populations and damage by vermicomposts. *Int. J. Soil Biol*. 50:23-29.

Yin, Q. W., and Schuchardt, F. 2010. Effect of C/N ratio on the composting of vineyard pruning residues. *Agriculture and Forestry Research*. 3(60):131-138.

Young, J. Ji., Lal, R., Jastrow, D. J., Tyler, D. D. 2011. Nitrogenous fertilizer effects on soil structural properties under switchgrass. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 141:215-220.

Yuxiang, C., Quanguo, Z., Yufen, Z., Jing, C., Dongguang, Z., and Jin, T. 2015. Changes in fibrolytic enzyme activity during vermicomposting of maize stover by an anecic earthworm *Amyntas hupeiensis*. *Polymer Degradation and Stability*. 120:169-177.

Zamora, K., Castro, L., Wang, A., Arauz, L. F., y Uribe, L. 2017. Uso potencial de lixiviados y tés de vermicompost en el control del ojo de gallo del cafeto *Mycena citricolor*. *Agronomía Costarricense*. 41(1):33-51.

Zanor, G. A., López-Pérez, M. E., Martínez-Yáñez, R., Ramírez-Santoyo, L. F., Gutiérrez-Vargas, S. y León-Galván, Ma. F. 2018. Physical and chemical properties improvement of an agricultural soil mixed with vermicompost from two biodigestor effluents. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 19(4):1-10.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

CAPITULO II

Artículo 1

Vermicompostaje: I avances y estrategias en el tratamiento de residuos sólidos orgánicos

Vermicomposting: I progress and strategies in the treatment of organic solid waste

Víctor Manuel Villegas-Cornelio y José Ramón Laines Canepa

Vermicompostaje: I avances y estrategias en el tratamiento de residuos sólidos orgánicos*

Vermicomposting: I progress and strategies in the treatment of organic solid waste

Víctor Manuel Villegas-Cornelio¹ y José Ramón Laines Canepa²

¹División Académica de Ciencias Básica, Universidad Popular de la Chontalpa. Carretera Cárdenas-Huimanguillo, km 2.0. Ranchería Paso y Playa, Cárdenas, Tabasco. CP. 86500. Tel. (01) 937 3727050. ²División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Carretera Villahermosa-Cárdenas

Resumen

El vermicompostaje es un proceso ecotecnológico de bajo costo que permite la bio-oxidación, degradación y estabilización de residuos orgánicos por la acción conjunta de lombrices y microorganismos, del cual se obtiene la vermicomposta, un producto final estabilizado, homogéneo y de granulometría fina. Este proceso tecnológico eficiente puede convertir residuos orgánicos en productos de valor agregado para las prácticas de restauración ecológica y programas de fertilidad del suelo. El objetivo de esta revisión, es presentar los avances reportados en la literatura científica acerca del proceso de vermicompostaje, con la finalidad de comprender las cualidades y virtudes de esta tecnología alternativa en la conversión de residuos orgánicos sólidos en productos estables. En este documento se hace una breve revisión sobre bases que dieron paso al uso de lombrices en la fertilización del suelo, desde civilizaciones antiguas hasta la implementación de invernaderos de alta tecnología, tanto así que el vermicompostaje está llamado a hacer la segunda revolución verde para la generación de fertilizante orgánico y producción de alimentos sanos, e incluso para la generación de proteína de alta calidad para alimento animal. Se describen características de algunas especies de lombrices adecuadas para su manejo, así como la función que desempeñan en el

Abstract

The vermicomposting is a low cost eco-technological process that allows the bio-oxidation, degradation and stabilization of organic residues by the joint action of worms and microorganisms, from which the vermicompost is obtained, a final product stabilized, homogenous and fine granulometry. This efficient technological process can convert organic waste into value-added products for ecological restoration practices and soil fertility programs. The objective of this review is to present the advances reported in the scientific literature about the vermicomposting process, in order to understand the qualities and virtues of this alternative technology in the conversion of solid organic residues to stable products. In this document a brief review is made on bases that gave way to the use of earthworms in soil fertilization, from ancient civilizations to the implementation of high tech greenhouses at present, so much so that the vermicomposting is called to make the second green revolution for the generation of organic fertilizer and production of healthy food, and even for the generation of high quality protein for animal feed. Outstanding characteristics are described of some earthworm species that make them suitable for their management, as well as their role in the recycling of organic matter. A review is made of the various types of conventional organic waste that are used as food for earthworms,

reciclaje de la materia orgánica. Se hace una revisión de residuos orgánicos convencionales utilizados como alimento para lombrices, que al ser estabilizados mejoran el suelo y promueven la producción de los cultivos.

Palabras clave: bio-oxidación, lombrices de tierra, microorganismos, residuos sólidos orgánicos, vermicompostaje.

Introducción

El vermicompostaje es un proceso de biooxidación, degradación y estabilización de la materia orgánica mediada por la acción combinada de lombrices y microorganismos bajo condiciones aerobias y mesófilas, con el que se obtiene un producto final estabilizado (Vargas-Machuca, 2010; Moreno *et al.*, 2014). En el vermicompostaje los microorganismos son responsables de la degradación bioquímica de la materia orgánica, mientras que las lombrices actúan como conductores del proceso mediante la fragmentación y el acondicionamiento del sustrato para la actividad microbológica (Domínguez, 2004; Aira *et al.*, 2009; Gómez-Brandón *et al.*, 2011a). Con el propósito de convertir residuos orgánicos en vermicomposta, que es un producto orgánico de alto valor agrícola (Moreno *et al.*, 2014).

Las lombrices han sido apreciadas por civilizaciones antiguas, que valoraban el papel que desempeñan en la fertilización del suelo, Charles Darwin las consideró como organismos importantes en el suelo por su papel en la descomposición de materiales vegetales muertos (Edwards, 2004). La lombricultura como actividad es de reciente creación e inicia a mediados del siglo XX, para los años cuarenta su cultivo se intensificó para fines comerciales y su relevancia como proceso para estabilización de residuos orgánicos se da en los años setenta en Europa, con una notable dimensión de algunos centros de producción de lombrices con expectativas comerciales para reducir desechos sólidos en los vertederos (Schuldt, 2006; Sinha *et al.*, 2010a).

La tecnología de vermicompostaje en la gestión de los residuos orgánicos convencionales y no convencionales, ha crecido considerablemente como resultado de grandes avances científicos en varias partes del mundo (Singh *et al.*, 2011). Esta estrategia tiene la finalidad de aprovechar y reducir los volúmenes de residuos orgánicos, que generan problemas ambientales. El vermicompostaje se ha utilizado para aprovechar las excretas de animales

which, when stabilized, enrich the soil nutritively and promote crop production.

Keywords: bio-oxidation, earthworms, microorganisms, organic solid waste, vermicomposting.

Introduction

The vermicomposting is a process of bio-oxidation, degradation and stabilization of organic matter mediated by the combined action of earthworms and microorganisms under aerobic conditions and mesophilic, with is obtained a stabilized end product (Vargas-Machuca, 2010; Moreno *et al.*, 2014). In vermicomposting the microorganisms are responsible for the biochemical degradation organic matter, whereas earthworms they act as drivers of process through fragmentation and conditioning of the substrate for the activity microbiological (Domínguez, 2004; Aira *et al.*, 2009; Gómez-Brandón *et al.*, 2011a). It aims to convert organic waste into vermicompost, an organic product is characterized by its high agricultural value (Moreno *et al.*, 2014).

The earthworms have been appreciated by ancient civilizations, who valued the role they play in soil fertilization, Charles Darwin considered them important organisms in the soil for their role in the decomposition of dead plant materials (Edwards, 2004). The vermiculture as an activity is of recent creation and begins in the mid-twentieth century, for the forties their cultivation intensified for commercial purposes and its relevance as a process for stabilization of organic waste occurs in the seventies in Europe, with a remarkable dimension some production centers worms commercial expectative to reduce solid waste in landfills (Schuldt, 2006; Sinha *et al.*, 2010a).

The vermicomposting technology in the treatment and management of conventional and unconventional organic waste has grown considerably in recent years as a result of scientific breakthroughs in various parts of the world (Singh *et al.*, 2011). This treatment strategy has the purpose of taking advantage of and reducing the volumes of organic waste, which generate environmental problems. The vermicomposting has been used to exploit the excreta of various animals as substrate for earthworms, and generate organic fertilizers, improve soil and stimulate crop production (Morales *et al.*, 2009; Nieto-Garibay *et al.*, 2010; Carvajal and Mera, 2010).

The objective of this paper is to present advances reported in the scientific literature about the vermicomposting process, in order to understand the

como sustrato para las lombrices y generar fertilizantes orgánicos, mejorar los suelos y estimular la producción de los cultivos (Morales *et al.*, 2009; Nieto-Garibay *et al.*, 2010; Carvajal y Mera, 2010).

El objetivo de este documento fue presentar avances reportados en la literatura científica acerca del proceso de vermicompostaje, con la finalidad de comprender los complejos mecanismos en la relación lombrizmicroorganismos, interacción que incrementa las tasas de descomposición del material orgánico, así como conocer las cualidades y virtudes de esta tecnología la conversión de residuos orgánicos sólidos a productos estables.

Historia y avance de la lombricultura y vermicompostaje

El vermicompostaje, es el proceso donde las lombrices son utilizadas para convertir residuos orgánicos en vermicomposta, no confundirse con el vermicultivo o lombricultura, cuyo objetivo es maximizar el cultivo de lombrices sin perseguir una óptima bioestabilización del residuo para la alimentación de las mismas; aunque ambos objetivos se logran simultáneamente (Moreno *et al.*, 2014).

La lombricultura combina las virtudes y cualidades que la hace potencialmente viable. La importancia de las lombrices de tierra no es un fenómeno nuevo. La influencia de las lombrices en los suelos agrícolas era conocida en las antiguas civilizaciones griegas y egipcias que valoraban el papel que desempeñaban las lombrices en el suelo. Los antiguos egipcios fueron los primeros en reconocer que las lombrices de tierra aumentaban la fertilización del suelo y lo consideraban animales sagrados, Aristóteles por su parte las definió como los “intestinos de la tierra”, pero fue Charles Darwin en el siglo XIX quién explica la verdadera función de las lombrices en el suelo, al relacionarlas con la descomposición de materiales vegetales muertos (Sinha *et al.*, 2010a; García-Pérez, 2011; Medany, 2011; Pathma y Sakthivel, 2012).

La lombricultura inició a mediados del siglo XX (Sinha *et al.*, 2009), pero las primeras referencias del beneficio de esta actividad al eliminar residuos orgánicos se dieron en los años 30. A mediados de los años 40 se inicia el cultivo intensivo de las lombrices rojas de california en los Estados Unidos de América para obtener vermicomposta. Sin embargo, el conocimiento del proceso de vermicompostaje se inició en los años 70 con bases científicas y tecnológicas para el desarrollo de este sistema en Estados Unidos, Holanda, Inglaterra y Canadá

complex mechanisms in the relation worm-microorganisms, an important interaction that increases the decomposition rates of organic material, as well as knowing the qualities and virtues of this alternative technology in the conversion of solid organic waste into stable products.

History and progress of vermiculture and vermicomposting

The vermicomposting is the process in which worms are used to convert organic waste into vermicompost, not to be confused with vermiculture or vermicultures, whose objective is to maximize the cultivation of worms without pursuing an optimal biostabilization of the residue used for the feeding of the same; although sometimes both goals are achieved simultaneously (Moreno *et al.*, 2014).

The vermiculture as technology combines the virtues and qualities that makes it potentially viable. The importance of earthworms is not a new phenomenon. The influence of earthworms on agricultural soils was well known in the ancient Greek and Egyptian civilizations that valued the role of earthworms in the soil. The ancient Egyptians were the first to recognize the role that earthworms played in the fertilization of arable land, for which they were considered sacred animals, Aristotle on the other hand defined them as the “intestines of the earth”, but it was Charles Darwin in the nineteenth century who explains the true role of earthworms in the soil, to relate the decomposition of dead plant material (Sinha *et al.*, 2010a; García-Pérez, 2011; Medany, 2011; Pathma and Sakthivel, 2012).

The vermiculture had its began in the mid-twentieth century (Sinha *et al.*, 2009), but the first references the benefit of this activity by removing organic waste was in the 30s to mid 40 s intensive cultivation begins of california red worms in the United States of America to obtain vermicompost. However, knowledge of the vermicomposting process began in the 70s to lay the scientific and technological basis for the development of this system in countries like the United States, Holland, England and Canada (Kumar, 2005; Vargas-Machuca *et al.*, 2008).

For this decade, vermicomposting is important in Europe, Africa, Asia, Latin America and Australia, where its development is spectacular, with a notable importance of some worm's production centers (Schuldt, 2006). Companies dedicated to composting in several countries such as England, France, Holland, Germany, USA, Italy, among others, develop a business vision for the vermicompost obtained from various types of organic waste (Sinha *et al.*, 2009;

(Kumar, 2005; Vargas-Machuca *et al.*, 2008).

Para esta década el vermicompostaje alcanza relevancia en Europa, África, Asia, América latina y Australia, donde su desarrollo se da espectacularmente con una notable importancia de algunos centros de producción de lombrices (Schuldt, 2006). Empresas dedicadas al compostaje en varios países como Inglaterra, Francia, Holanda, Alemania, Estados Unidos de América, Italia, entre otros, desarrollan una visión comercial para la vermicomposta obtenida de diversos tipos de residuos orgánicos (Sinha *et al.*, 2009; Sinha *et al.*, 2010c).

Países como Estados Unidos de América, poseen algunas de las plantas para vermicompostaje más grandes del mundo, llegando a producir 3 410 t cada año en invernaderos de alta tecnología. En el Reino Unido se han creado plantas para composteo de residuos orgánicos, que pueden generar hasta 1 000 t anuales de vermicomposta. En Nueva Zelanda la capacidad de vermicompostaje de algunas compañías es de unos 5 a 6 mil toneladas de residuos verdes al año y planean vermicompostear aproximadamente 40 000 t de desechos de alimentos al año. En Australia con la utilización de residuos sólidos de las depuradoras de agua y tratamiento de aguas, cuentan con una capacidad de producción de vermicomposta de 600 t de abono orgánico para venta a los agricultores locales, con esta tecnología se ahorran más de 13 000 m³ de espacio en los vertederos cada año (Li *et al.*, 2010; Sinha *et al.*, 2010a).

Con mayor frecuencia los países desarrollados se preocupan y reconocen que los residuos orgánicos deben ser utilizados como recursos, en lugar de ser desechados en vertederos, generando problemas ambientales que son costosos de remediar. El reciclaje de la materia orgánica se puede lograr mediante métodos de tratamiento alternativos para obtener un producto estabilizado y comercializable.

Lombrices de tierra: agentes claves en el vermicompostaje

Las lombrices de tierra son gusanos segmentados celomados de hábitos terrestres, comunes en suelos húmedos y cuyo tamaño varía desde 1 cm de largo por 2 mm de grosor, hasta más de 1 m y 3 cm de largo y grosor respectivamente (Fragoso y Rojas, 2014). Representan la mayor biomasa animal en la mayoría de ecosistemas terrestres, influyen de forma muy significativa en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y realizan la modificación de la estructura del suelo, así como la aceleración de la

Sinha *et al.*, 2010c).

Countries like the United States of America own some of the largest vermicomposting plants in the world, producing 3 410 t each year in high tech greenhouses. In the United Kingdom, plants have been created to compost various organic waste, which can generate up to 1 000 t of vermicompost per year. In New Zealand the vermicomposting capacity of some companies is about 5 to 6 thousand tons of green waste a year and they plan to vermicompose approximately 40 000 t of food waste per year. In Australia with the use of solid waste from water treatment plants and water treatment, have a production capacity of vermicompost 600 t of organic fertilizer for sale to local farmers, with this technology will save more than 13 000 m³ space in landfills each year (Li *et al.*, 2010; Sinha *et al.*, 2010a).

More often developed countries are concerned and recognize that organic waste should be used as resources, rather than being disposed of in landfills, generating environmental problems that are costly to remedy. The recycling of the organic matter can be achieved by alternative treatment methods to obtain a stabilized and marketable product.

Earthworms: key agents in vermicomposting

The earthworms are segregated worms of mainly terrestrial habit, common in humid soils and whose size as adults varies from 1 cm in length by 2 mm in thickness, to more than 1 m and 3 cm in length and thickness respectively (Fragoso and Rojas, 2014). They represent the highest animal biomass in most terrestrial ecosystems, they influence in a very significant way the physical, chemical and biological properties of the soil, and they play an important role in the modification of the soil structure of the soil and in the acceleration of the decomposition organic matter and nutrient recycling (Domínguez *et al.*, 2009). The alteration is reflected in the vertical and horizontal redistribution of the soil organic matter.

This redistribution depends on the ecological groups of earthworms, which according to its location on the ground, feeding behavior and formation of burrows are classified into three categories (Lentini *et al.*, 2014): endogenous worms that move within the soil to feed on soil organic matter; while the anecicans take the organic remains from the Surface of the soil that they drag inside the galleries, and the epigeous that live permanently associated with accumulations of organic matter on the surface of the soil (Kavdir and Ilay, 2011; Gómez-Brandón *et al.*, 2011b; Moreno *et al.*, 2014).

The number of earthworm species described so far is

descomposición de la materia orgánica y del reciclado de nutrientes (Domínguez *et al.*, 2009). La alteración se ve reflejada en la redistribución vertical y horizontal de la materia orgánica del suelo.

Esta redistribución depende de los grupos ecológicos de lombrices, que, de acuerdo a su localización en el suelo, comportamiento de alimentación y formación de madrigueras, se clasifican en tres categorías (Lemtiri *et al.*, 2014): lombrices endógenas que se mueven dentro del suelo para alimentarse de materia orgánica del suelo; mientras que los anécicas toman los restos orgánicos desde la superficie del suelo que arrastran dentro de las galerías, y las epigeas que viven permanentemente asociadas a acumulaciones de materia orgánica sobre la superficie del suelo (Kavdir y Ilay, 2011; Gómez-Brandón *et al.*, 2011b; Moreno *et al.*, 2014).

El número de especies de lombrices de tierra descritas hasta el momento es muy elevado, de acuerdo con Reynolds y Wetzel (2015), hay aproximadamente 3 627 especies. Para el vermicompostaje las especies adecuadas son aquellas que muestran características convenientes, como capacidad natural para colonizar los desechos orgánicos, altas tasas de consumo, digestión y asimilación de la materia orgánica, tolerancia a una amplia gama de factores ambientales, ciclos de vida cortos, altas tasas reproductivas y resistencia al manejo. De las especies conocidas, sólo cinco se han utilizado ampliamente en el vermicompostaje; *Eisenia andrei* (Bouché, 1972), *Eisenia fetida* (Savigny, 1826), *Dendrobaena veneta* (Savigny, 1826), y en menor medida *Perionyx excavatus* (Perrier, 1872) y *Eudrilus eugeniae* (Kinberg, 1867; Domínguez y Pérez-Losada, 2010; Yadav and Garg, 2011; Domínguez y Edwards, 2011a).

Las lombrices de tierra de acuerdo a su zona climática se agrupan en dos categorías; son propias de la zona templada *Eisenia fetida* (Savigny 1826), *Eisenia andrei* (Bouché 1972), *Dendrodrilus rubidus* (Savigny 1826), *Dendrobaena veneta* (Rosa 1886), *Lumbricus rubellus* (Hoffmeister 1843) y *Drawida nepalensis* (Michaelsen 1907); para la zona tropical *Eudrilus eugeniae* (Kinberg 1867), *Perionyx excavatus* (Perrier 1872) y *Polypheretima elongata* (Perrier 1872) (Domínguez, 2004; Domínguez y Edwards, 2011a; Moreno *et al.*, 2014). Se pueden encontrar en diversos hábitats, especialmente los oscuro y húmedo (Sinha *et al.*, 2010a). En el Cuadro 1, se resume las principales características de su ciclo de vida y requerimientos de temperatura y humedad de las principales especies usadas en el vermicompostaje (Moreno *et al.*, 2014).

very high, according to Reynolds and Wetzel (2015), there are approximately 3 627 species. For vermicomposting, suitable species are those that exhibit suitable characteristics, such as natural ability to colonize organic waste, high rates of consumption, digestion and assimilation of organic matter, tolerance to a wide range of environmental factors, short life cycles, high reproductive rates and resistance to management. Of the known species, only five have been widely used in vermicomposting; *Eisenia andrei* (Bouche, 1972), *Eisenia fetida* (Savigny, 1826), *Dendrobaena veneta* (Savigny, 1826), and to a lesser extent *Perionyx excavatus* (Perrier, 1872) and *Eudrilus eugeniae* (Kinberg, 1867; Domínguez and Pérez-Losada, 2010; Yadav and Garg, 2011; Domínguez and Edwards, 2011a).

The earthworms according to their climatic zone are grouped into two categories; they are typical of the temperate zone *Eisenia fetida* (Savigny 1826), *Eisenia andrei* (Bouché 1972), *Dendrodrilus rubidus* (Savigny 1826), *Dendrobaena veneta* (Rosa 1886), *Lumbricus rubellus* (Hoffmeister 1843) and *Drawida nepalensis* (Michaelsen 1907); for the tropics *Eudrilus eugeniae* (Kinberg, 1867), *Perionyx excavatus* (Perrier 1872) and *Polypheretima elongata* (Perrier 1872) (Domínguez, 2004; Domínguez and Edwards, 2011a; Moreno *et al.*, 2014). Sand can be found in various habitats, especially the dark and damp (Sinha *et al.*, 2010a). In Table 1, is summarized the main characteristics of their life cycle and temperatura and humidity requirements of the main species used in vermicomposting (Moreno *et al.*, 2014).

The earthworms modify the soil structure and activity of microbial communities through the dispersal of inocula with grazing, the reduction of the particle size of the organic material during the intestinal passage, the addition of sugars and other substances, and facilitate the formation of aggregates (Aira *et al.*, 2002; Domínguez, 2004). During the vermicomposting worms active at both spatial and temporal level, these activities can have a direct effect on the process, as stimulation or reduction of microbial biomass and dispersion and interaction of microorganisms with other biological components of soil. As indirect effects in the relationships with those responsible for the aging and mixing of the materials modified by them with other organic substrates. The worms also produce excreted as urea and ammonium are a source of assimilable nutrient substances by microorganisms (Domínguez *et al.*, 2009; Aira and Domínguez, 2010).

At present, the scientific community is in search of a technology that is “economically viable” (cheaper, accessible to all nations), “environmentally (beneficial

Las lombrices de tierra mejoran la estructura del suelo y la actividad de comunidades microbianas, a través de la dispersión de inóculos con el pastoreo, la reducción del tamaño de partícula del material orgánico durante el paso intestinal, la adición de azúcares y otras sustancias que facilitan la formación de agregados (Aira *et al.*, 2002; Domínguez, 2004). Durante el vermicompostaje las lombrices realizan actividades a nivel espacial y temporal, estas actividades pueden tener un efecto directo sobre el proceso, como la estimulación de la biomasa microbiana y la dispersión e interacción de los microorganismos con otros componentes biológicos del suelo. Como efectos indirectos las lombrices son responsables del mezclado de materiales modificados por ellas con otros sustratos orgánicos. Las lombrices también producen sustancias excretadas como urea y amonio que constituyen una fuente de nutriente asimilables por los microorganismos (Domínguez *et al.*, 2009; Aira y Domínguez, 2010).

to society without any adverse effect on human health). In this sense, the technology of vermiculture combines all these virtues and qualities together. The vermiculture as technology is generating a revolution mainly by the diverse applications that this one has. Earthworms as ecosystem engineers play an important role as “waste manager”, “soil manager and fertility enhancers” and “plant growth promoter”.

However, new findings on its role in “wastewater treatment”, “recovery of contaminated soils”, and more recently for its potential use in modern medicine for the protection of “human health”, as in the reduction of blood pressure, thinning of blood and dissolution of blood clots in patients with stroke and heart, cure for cancer, cure for arthritis and rheumatism, as an anti-inflammatory agent, source of antibiotics and as a source rich “highquality protein”, have brought a revolution in studies of vermiculture (Sinha *et al.*, 2010a; Sinha *et al.*, 2010b).

Cuadro 1. Características biológicas y condiciones ambientales de las principales especies de lombrices de clima templado utilizadas en procesos de vermicompostaje.

Table 1. Biological characteristics and environmental conditions of the main species of earthworms temperate used in vermicomposting processes.

| Características | <i>Eisenia fetida</i> | <i>Eisenia andrei</i> | <i>Dendrobaena veneta</i> | <i>Dendrobilus rubidus</i> | <i>Lumbricus rubellus</i> | <i>Drawida nepalensis</i> |
|-----------------------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Tamaño adulto (mm) | 4-8*50-100 | 4-8*50-100 | 5-7*50-80 | 3-4*35-60 | 4*70-100 | 2-3*40-50 |
| Peso medio adulto (g) | 0.55 | 0.55 | 0.92 | 0.25 | 0.80 | 0.82 |
| Ciclo de vida (días) | 45-51 | 45-51 | 100-150 | 75 | 120-170 | 150 |
| Tiempo de maduración (días) | 28-30 | 21-26 | 65 | 54 | 74-91 | 34-42 |
| Número cápsulas/día | 0.35-0.50 | 0.35-0.50 | 0.28 | 0.20 | 0.07-0.35 | 0.15 |
| Viabilidad eclosión (%) | 73-80 | 72 | 20 | 80 | 60-80 | 75-88 |
| Número descendientes/cápsula | 2.5-3.8 | 2.5-3.8 | 1.1 | 1.67 | 1 | 1.93 |
| Temperatura óptima y límites (°C) | 25 (0-35) | 25 (0-35) | 25 (15-25) | 25 (15-25) | - | 25 |
| Humedad óptima y límites (%) | 80-85 (70-90) | 80-85 (70-90) | 75 (65-85) | 75 (65-85) | - | 75 |

Fuente: Moreno et al. (2014).

En la actualidad la comunidad científica está en la búsqueda de una tecnología que sea “económicamente viable” (más barato y al alcance de todas las naciones), “ambientalmente sostenible” (amigable con el medio ambiente, la flora, la fauna, el suelo, el aire y el agua, sin ningún efecto sobre ellos) y “socialmente aceptable” (beneficioso para la sociedad sin ningún efecto adverso sobre la salud). En este sentido, la tecnología de la lombricultura combina estas virtudes y cualidades juntas. La lombricultura como tecnología está generando una revolución por las diversas aplicaciones que ésta tiene. Las lombrices de tierra como ingenieros del ecosistema juegan un papel como “gestor de residuos”, “gestor de suelo y mejoradores de fertilidad” y “promotor del crecimiento vegetal”.

Vermicomposting: a treatment strategy for organic waste

The vermicomposting technology is based on feeding habit detritivore some species of worms, organisms capable of colonizing a wide variety of organic substrates (Mamani-Mamani *et al.*, 2012). The vermicompostaje is a bioprocess that is considered as a viable alternative for the composting of organic waste (Hait and Tare, 2011; Vig *et al.*, 2011).

The earthworms make and stabilize organic waste in a material similar to humus, rich in nutrients, called earthworm humus, worms in it both physically exert action as biochemistry (Garg *et al.*, 2012). The physical action it includes aeration, mixture and grinding

Sin embargo, nuevos descubrimientos sobre su papel en “tratamiento de aguas residuales”, “la recuperación de suelos contaminados”, y más recientemente por el uso potencial en la medicina moderna para la protección de la “salud humana”, como en la reducción de la presión arterial, el adelgazamiento de la sangre y disolución de los coágulos de sangre en pacientes con accidentes cerebrovasculares y del corazón, cura para el cáncer, cura para la artritis y reumatismos, como agente anti-inflamatorio, fuente de antibióticos y como una fuente rica de “proteínas de alta calidad”, han supuesto una revolución en los estudios de lombricultura (Sinha *et al.*, 2010a; Sinha *et al.*, 2010b).

Vermicompostaje: una estrategia de tratamiento para los residuos orgánicos

La tecnología del vermicompostaje se basa en el hábito de alimentación detritívoro de algunas especies de lombrices, organismos capaces de colonizar una gran variedad de sustratos orgánicos (Mamani-Mamani *et al.*, 2012). El vermicompostaje es un bioproceso que se considera como una alternativa viable para el compostaje de residuos orgánicos (Hait y Tare, 2011; Vig *et al.*, 2011). Las lombrices de tierra convierten y estabilizan los residuos orgánicos en un material parecido al humus, rico en nutrientes, llamado humus de lombriz, en ella las lombrices ejercen una acción tanto física como bioquímica (Garg *et al.*, 2012). La acción física incluye aireación, mezcla y molienda de los residuos orgánicos, en tanto que los microbios son responsables de la degradación y estabilización bioquímica (Aira *et al.*, 2008). La interacción lombriz-microorganismo transforma los materiales orgánicos insolubles a una forma soluble (Domínguez y Edwards, 2011b; Kui *et al.*, 2014).

La generación de residuos sólidos orgánicos ha llevado a la búsqueda de alternativas para su tratamiento y disposición final. Una alternativa de transformación de los residuos orgánicos, es la producción de humus de lombriz, propuesta ecológica al uso de fertilizantes químicos (Cabanillas *et al.*, 2013). El vermicompostaje está llamado a hacer la segunda revolución verde para la generación de fertilizante orgánico para su uso en la producción de alimentos sanos (Sinha *et al.*, 2010b; Sinha *et al.*, 2010c). Una de las principales contribuciones de la vermicomposta a los suelos es el aumento de la población y las actividades microbianas, factores clave en las tasas de reciclaje de nutrientes del suelo, producción de materiales de crecimiento para las plantas y supresores de infecciones y plagas en planta

organic waste, whereas microbes they are responsible for biochemical degradation and stabilization (Aira *et al.*, 2008). The wormmicrobe interaction becomes insoluble organic materials to a soluble form (Domínguez and Edwards, 2011b; Kui *et al.*, 2014).

The generation of organic solid waste has led to the search for alternatives for its treatment and final disposal. An alternative of transforming organic waste, is the production earthworm humus, proposal ecological the use of chemical fertilizers (Cabanillas *et al.*, 2013). The vermicomposting is called to make the second green revolution for generating organic fertilizer for use in the production of healthy food (Sinha *et al.*, 2010b; Sinha *et al.*, 2010c). One of the major contributions of vermicompost to the soil is the increase of the population and activities microbial, key factors in rates from nutrient recycling ground, production of materials growth for plants and suppressors infections and plant pests (Arancon *et al.*, 2006), also it promotes the reduction of environmental degradation with increasing use of various agricultural residues (Moreno-Reséndez *et al.*, 2014). The decomposition of organic waste by earthworms is favored by the action of endosymbionts microorganisms of the intestine, they produce extracellular enzymes that degrade cellulose and phenolic compounds, increasing the mineralization of carbon and nitrogen ingested material (Aira *et al.*, 2008; Domínguez *et al.*, 2009).

Studies have shown that the content of macronutrients and micronutrients in the vermicompost is generally higher than in traditional compost; it contains high levels of the most soluble nutrients such as nitrogen, phosphorus, potassium, calcium and magnesium compared to normal compost, this property improves soil fertility physically, chemically and biologically, resulting in higher crop yields. However, improvements in plant growth and increased yields could not be fully explained by the availability of nutrients. Related studies, suggest that contain vermicompost growth regulatory substances or humic acids which are responsible for plant growth (Su *et al.*, 2015).

Organic solid waste: source of substrates for vermicomposting

There are a number of conventional and unconventional organic waste generated by different agricultural, urban and industrial activities that have been tested and used successfully in the process of vermicomposting (Singh *et al.*, 2011).

(Arancon *et al.*, 2006), además favorece la disminución del deterioro del ambiente al incrementarse el aprovechamiento de diversos residuos agropecuarios (Moreno-Reséndez *et al.*, 2014). La descomposición de los residuos orgánicos por lombrices se ve favorecida por la acción de microorganismos endosimbiontes de su intestino, estos producen enzimas extracelulares que degradan celulosa y compuestos fenólicos, aumentando la mineralización del carbono y nitrógeno del material ingerido (Aira *et al.*, 2008; Domínguez *et al.*, 2009).

Estudios han demostrado que el contenido de macronutrientes y micronutrientes en la vermicomposta es generalmente mayor que en el compost tradicional, contiene niveles altos de los principales nutrientes en forma más solubles como nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio en comparación con la composta normal, esta propiedad mejora la fertilidad del suelo física, química y biológicamente, teniendo como resultado mayor rendimiento de los cultivos. Sin embargo, las mejoras en el crecimiento de plantas y el aumento de los rendimientos no podrían explicarse completamente por la disponibilidad de los nutrientes. Estudios al respecto, sugieren que las vermicompostas contienen sustancias reguladoras de crecimiento o ácidos húmicos que son responsables del crecimiento de las plantas (Su *et al.*, 2015).

Residuos sólidos orgánicos: fuente de sustratos para el vermicompostaje

Existe un gran número de residuos orgánicos convencionales y no convencionales generados por diferentes actividades agrícolas, urbanas e industriales que han sido ensayados y utilizados exitosamente en los procesos de vermicompostaje (Singh *et al.*, 2011).

Los residuos convencionales

Incluyen a los tradicionales estiércoles de origen animal, que son considerados como materiales orgánicos naturales y óptimos para la alimentación y desarrollo de las lombrices. Los estiércoles han sido utilizados desde la antigüedad como mejoradores de suelo y como estimulantes en la producción de cultivos (Nieto-Garibay *et al.*, 2010). Entre los materiales que se han utilizado como sustrato para el desarrollo de lombrices de tierra destacan los estiércoles de bovinos, equinos, porcinos, aves de corral, conejos y ovinos (Gunadi y Edwards, 2003; Morales *et al.*, 2009). La gran disponibilidad y el aporte nutrimental hacen que sean una alternativa atractiva para generar fertilizantes orgánicos para

The conventional waste

They include traditional manures of animal origin, which are considered as natural organic materials and optimal for feeding and development of various species of earthworms. The manures have been used since ancient times as soil improvers and as stimulants in crop production (Nieto-Garibay *et al.*, 2010). Among the materials that have been used as a substrate for the development of earthworm include manure of cattle, horses, pigs, poultry, rabbits and sheep (Gunadi and Edwards, 2003; Morales *et al.*, 2010). The high availability and nutritional contribution make it an attractive alternative to generate organic fertilizers for soils with nutritional deficiencies (Carvajal and Mera, 2010).

The cattle manure is a nutritionally well-balanced natural food for the worms, which requires no preconditioning although sometimes the presence of seeds requires precomposite (Moreno *et al.*, 2014). There is abundant information on using cattle manure for vermicomposting, as history is the use of leaching and washing vermicompost (*Eisenia fetida*) bovine manure to meet crop yield using bean. It has been shown that bean plants treated with vermicompost washing conduce taller plants, longer pods, and the highest number of pods per plant and lateral branches (Ayyobi *et al.*, 2014).

The use of bovine manure has also been used to transform waste from the tanning industry with *Eudrilus eugeniae* fermented with bacteria and subsequent vermicomposting *Selenomonas ruminantium* mixed with litter. It has been found that the pH and the C:N ratio decrease significantly at the end of the process, with good humification and mineralization polymers (Ravindran *et al.*, 2013). The use of bovine manure in the treatment of slurry of biogas plants and pre-processed vegetable residues and subsequent vermicomposting has been successfully performed. Properties like pH, organic carbon, organic matter and C:N ratio is considerably reduced with respect to the initial raw material, also it has higher concentration of nitrogen, phosphorus and potassium optimal stabilization of the residue (Garg and Gupta, 2011; Yadav *et al.*, 2013). The vermicomposting based on cow manure generates a stabilized product, with a concentration of macros and important micronutrients (Hernández *et al.*, 2010).

Another residue of animal origin is poultry manure, which contains a high concentration of nitrogen, so it is recommended to mix with organic residues with a high C:N ratio due to its high protein content. However, it is relatively well balanced as a food for worms. The use

suelos con deficiencias nutrimentales (Carvajal y Mera, 2010).

El estiércol bovino es un alimento natural nutricionalmente bien balanceado para las lombrices, que no necesita precondicionamiento, aunque a veces la presencia de semillas exige un precomposteo (Moreno *et al.*, 2014). Existe abundante información sobre el uso de estiércol bovino para vermicompostaje, como antecedente está el uso del lixiviado y lavado de humus de lombriz (*Eisenia fetida*) de estiércol bovino para conocer el rendimiento del cultivo de frijol. Se ha demostrado que las plantas de frijol tratadas con lavado de vermicomposta propician plantas más altas, vainas más largas, y el mayor número de vainas y ramas laterales por planta (Ayyobi *et al.*, 2014).

El uso del estiércol de bovino se ha utilizado también para transformar residuos de la industria de la curtiduría con *Eudrilus eugeniae* previa fermentación con la bacteria *Selenomonas ruminantium* y posterior vermicompostaje mezclado con hojarasca. Se ha encontrado que los valores de pH y la relación C:N disminuyen significativamente al final del proceso, con buena humificación y mineralización de los polímeros (Ravindran *et al.*, 2013). El empleo de estiércol bovino en el tratamiento de purines de plantas de biogás y de residuos vegetales pre-procesados y posterior vermicompostaje se ha realizado con éxito. Propiedades como el pH, carbono orgánico, materia orgánica y relación C:N, se reduce considerablemente, con respecto a la materia prima inicial, además se tiene mayor concentración de nitrógeno, fósforo y potasio con estabilización óptima del residuo (Garg y Gupta, 2011; Yadav *et al.*, 2013). El vermicompostaje a base de estiércol de vaca genera un producto estabilizado, con una concentración de macros y micronutrientes importante (Hernández *et al.*, 2010).

Otro residuo es el estiércol de aves, este contiene una elevada concentración de nitrógeno, por lo que se aconseja su mezcla con residuos orgánicos de alta relación C:N. Sin embargo, está relativamente equilibrado como alimento para las lombrices. El uso del estiércol de aves para vermicompostaje no es tan extendido como el de bovino, trabajos recientes como el de Petmuenwai *et al.* (2013), sugieren el uso de estiércol de ave para vermicompostaje con diferentes residuos agroindustriales (pulpa de yuca, cáscara de yuca, cáscara de eucalipto y de palma aceitera), empleando *Eudrilus eugeniae*, promueve la sobrevivencia y crecimiento en estas lombrices cuando se usan estos residuos.

of poultry manure for vermicomposting is not as widespread as bovine, recent works such as Petmuenwai *et al.* (2013), suggest the use of poultry manure for vermicomposting with different agro-industrial wastes (cassava pulp, peel cassava, peel eucalyptus and oil palm) using *Eudrilus eugeniae*, it promotes the survival and growth in these worms when used these residues.

The rabbit manure, although having a high nitrogen content, is relatively balanced for use as groundworm feed. Sometimes due to its high ammonium content, it requires a previous washing for composting with worms. This type of waste has been used in combination with other manures, such as horse, goat and cattle, using *Eisenia fetida* for composting and use in melon cultivation in greenhouse.

This humus promotes greater equatorial and polar diameter, thickness of the pulp, fruit weight and yield, higher content of vermicompost, which happens to be a biofertilizer high quality to enhance the production of this crop (Moreno-Reséndez *et al.*, 2014).

The potential of vermicomposting to process large amounts of manure rabbit with *E. fetida* under controlled conditions generates good expectation. The decreasing pH, stability in electrical conductivity, decreasing the microbial load in the final product, indicating a higher degree of d stabilizing the final product. These characteristics are important for its safe use as amended organic floor (Gómez-Brandón *et al.*, 2013).

The use of sheep manure for vermicomposting is another very interesting alternative for the generation of biofertilizers. It is a nutritionally balanced food for earthworms, it only requires pre-composting if there are herbal seeds. Some studies report their application with different objectives (Moreno-Reséndez *et al.*, 2014). Coulibaly and Zoro (2010), consider the growth and reproduction of *Eudrilus eugeniae* is favored using sheep manure, chicken, pork and beef, so we recommend these raw materials for large - scale vermicomposting. The use of sheep manure vermicompost mycorrhizal and diazotrophic for growing corn plants bacteria, has shown that this type of humus generated more leaves, wet weight, height and diameter of the stem. The addition of diazotrophic bacteria increases mycorrhizal colonization and with that the phosphorus content but not of nitrogen (Gutiérrez-Miceli *et al.*, 2008).

A product of interest derived from the vermicompost process is extracts or teas. González *et al.* (2013),

El estiércol de conejo, aunque tiene un elevado contenido de nitrógeno, está relativamente equilibrado para su uso como alimento para lombrices de tierra. En ocasiones por su elevado contenido en amonio requiere un lavado previo para su compostaje con lombrices. Este tipo de residuo se ha empleado en combinación con otros estiércoles, como los de caballo, cabra y bovino, utilizando *Eisenia fetida* para compostaje y su uso en el cultivo de melón en invernadero. Este humus promueve un mayor diámetro ecuatorial y polar, espesor de la pulpa, peso del fruto y rendimiento, a mayor contenido de vermicomposta, lo que resulta ser un biofertilizante de alta calidad para potenciar la producción de este cultivo (Moreno-Reséndez *et al.*, 2014).

El potencial del vermicompostaje para procesar grandes cantidades de estiércol de conejo con *E. fetida* en condiciones controladas genera buena expectativa. La disminución de pH, la estabilidad en la conductividad eléctrica, la disminución de la carga microbiana en el producto final, indica un mayor grado de estabilización del producto final. Estas características son importantes para su uso seguro como enmienda orgánica para suelos (Gómez-Brandón *et al.*, 2013).

El uso de estiércol de origen ovino para vermicompostaje, es otra alternativa para la generación de biofertilizantes. Es un alimento equilibrado nutricionalmente para las lombrices de tierra, solo requiere precompostaje si hay semillas de hierbas. Algunos trabajos reportan su aplicación con diferentes objetivos (Moreno-Reséndez *et al.*, 2014). Coulibaly y Zoro (2010), consideran que el crecimiento y reproducción de *Eudrilus eugeniae* se ve favorecido utilizando estiércol de ovino, pollo, cerdo y de vaca, por lo que recomiendan estas materias primas para el vermicompostaje a gran escala. El empleo de vermicomposta de estiércol de ovino con micorrizas y bacterias diazotróficas para el cultivo de plantas de maíz, ha demostrado que este tipo de humus genera mayor cantidad de hojas, peso húmedo, altura y diámetro del tallo. La adición de bacterias diazotróficas aumenta la colonización micorrizica y con ello el contenido de fósforo, pero no de nitrógeno (Gutiérrez-Miceli *et al.*, 2008).

Un producto de interés derivado del proceso de vermicompostaje son los extractos o tés. González *et al.* (2013), consideraron que los extractos presentan características químicas que dependen de su origen y tienen un efecto sobre el pH, conductividad eléctrica y concentración de nutrientes, así por ejemplo los extractos de la vermicomposta de estiércol de borrego

considered that the extracts present chemical characteristics that depend on their origin and have an effect on the pH, electrical conductivity and concentration of nutrients, for example the extracts of the vermicompost of manure of lamb and bovine mixed with grass presents values high pH and electrical conductivity, as well as macronutrients (except P and Mg) and micronutrients.

Another nutritionally well-balanced substrate for vermicomposting is equine manure. This residue has great potential to generate biofertilizers. In this regard, Moreno-Reséndez *et al.* (2013), mention that the use of manures horse, goat and rabbit vermicomposting promotes the growth and development of seedlings of acacia (*Acacia farnesiana*), observing higher plant height, fresh weight and dry weight. The cultivated tomato plants have been favored by the use of worm humus from horse manure, goat, alfalfa straw and sand. The benefits generated by the mixtures result in increased plant yields, observing a greater response in terms of number of locules, soluble solids content and tomato fruit size. This type of humus has characteristics, physical and chemical that allow the development of tomatoes (Moreno *et al.*, 2008).

The porcine manure is another type of substrate used for vermicomposting. However, it is used in conjunction with large amounts of high C/N ratio organic waste, this residue is also considered a well-balanced food for earthworms. It has been used with good results as a means of germination, cultivation and production of tomato, calendula, pepper and aldiza, it has been proven that it increases the number of shoots, root weight, leaf area and proportion shoot: root of both tomato and marigold, although it has little influence on pepper and aldiza (Bachman and Metzger, 2008).

Conclusions

The generation of large quantities of all types of organic waste around the world, raises the need to develop strategies for the treatment and management of these wastes. The environmental impact of this waste is a matter of great concern worldwide, as the negative effects are evident on animals, humans and ecosystems. The reduction of the impact through an integral treatment, is a transcendent necessity that derives from the importance of the conservation of the environment.

The work of earthworms as engineers of the ecosystem is very old, 600 million years of specialization makes them useful organisms in the fertilization of the soils, by recycling organic matter efficiently. The ancient civilizations have documented their value for the role they played in their farmland. With the development of

y bovino mezclado con pasto presenta valores altos de pH y conductividad eléctrica, así como de macronutrientes (excepto P y Mg) y micronutrientes.

Otro sustrato nutricionalmente bien balanceado para vermicompostaje, es el estiércol de equino. Este residuo tiene gran potencial para generar biofertilizantes. Al respecto, Moreno-Reséndez *et al.* (2013), mencionan que el uso de estiércoles de caballo, cabra y conejo vermicomposteados favorece el crecimiento y desarrollo de plántulas de huizache (*Acacia farnesiana*), mayor altura de la planta, peso fresco y peso seco. En plantas cultivadas de tomate se han visto favorecidas por el uso de humus de lombriz a partir de estiércol de caballo, de cabra, paja de alfalfa y arena. Los beneficios generados por las mezclas, resultan en el incremento de los rendimientos de la planta, mayor número de lóculos, contenido de sólidos solubles y tamaño de fruto de tomate. Este tipo de humus posee características, físicas y químicas que permiten el desarrollo de tomates (Moreno *et al.*, 2008).

El estiércol porcino es otro tipo de sustrato utilizado para vermicompostaje. Sin embargo, es utilizado conjuntamente con grandes cantidades de residuos orgánicos de alta relación *C/N*, este residuo también se considera un alimento bien equilibrado para las lombrices de tierra. Se ha utilizado con buenos resultados como medio de germinación, cultivo y producción de tomate, caléndula, pimienta y aldiza, se ha comprobado que incrementa el número de brotes, peso de la raíz, área foliar y proporción brote:raíz tanto de tomate y caléndula, aunque tiene poca influencia en la pimienta y la aldiza. (Bachman y Metzger, 2008).

Conclusiones

La generación de grandes cantidades de todo tipo de residuos orgánicos alrededor del mundo plantea la necesidad de desarrollar estrategias para el tratamiento y gestión de estos residuos. El impacto ambiental de estos residuos es un asunto de gran preocupación a nivel mundial, ya que los efectos negativos se hacen evidentes sobre los animales, humanos y los ecosistemas. La reducción del impacto a través de un tratamiento integral es una necesidad trascendente que deriva de la importancia de la conservación del medio ambiente.

La labor de las lombrices de tierra como ingenieros del ecosistema es muy antigua, 600 millones de años de especialización las convierte en organismos útiles en la fertilización de los suelos, al reciclar la materia orgánica de manera eficiente. Las antiguas

the scientific and technological bases of the process has increased its use in the treatment of a variety of waste, which in other circumstances would be discarded causing environmental problems, such is its value that many resources have been invested for the development of large worm production centers in various parts of the world. There for vermicomposting a great diversity of earthworm species with particular roles in the degradation and stabilization of organic matter, being the driving forces behind the process of conditioning the substrate and modify the biological activity, though microbes responsible for degradation biochemistry of organic matter.

Through the vermicomposting can transform a variety of organic resources derived from the economic and industrial activities of the human being, resources that are grouped according to their origin, as conventional and non conventional residues from agricultural and agro industrial activities among others, both types of residues are efficiently stabilized by earthworms to generate a product with great nutritional value for crop plants or soil recovery.

End of the English version



- Arancon, N. Q.; Edwards, C. A. and Bierman, P. 2006. Influences of vermicomposts on field strawberries: Part 2. Effects on soil microbiological and chemical properties. *Bio. Technol.* 97:831-840.
- Ayyobi, H.; Hassanpour, E.; Alaqemand, S.; Fathi, S.; Olfati, J. A. and Peyvast, Gh. 2014. Vermicompost leachate and vermiwash enhance french dwarf bean yield. *Int. J. Veg. Sci.* 20(1):21-27.
- Bachman, G. R. and Metzger, J. D. 2008. Growth of bedding plants in commercial potting substrate amended with vermicompost. *Bio. Technol.* 99(8):3155-3161.
- Cabanillas, C.; Tablada, M. and Ledesma, A. 2013. Vermicompost: alternative to urea in basil seed production. *Management of Environmental Quality International Journal.* 24:165-177.
- Carvajal, M. J. S. y Mera, B. A. C. 2010. Fertilización biológica: técnicas de vanguardia para el desarrollo agrícola sostenible. *Producción + Limpia.* 5(2):77-96.

civilizaciones han documentado su valor por el papel que desempeñaban en sus tierras de cultivo. Con el desarrollo de las bases científicas y tecnológicas del proceso se ha incrementado su uso en el tratamiento de una variedad de residuos, que en otras circunstancias se desecharían causando problemas ambientales, tal es su valor que se han invertido muchos recursos para el desarrollo de grandes centros de producción de lombrices en varias partes del mundo. Existen para el vermicompostaje una gran diversidad de especies de lombrices con roles particulares en la degradación y estabilización de la materia orgánica, al ser las impulsoras del proceso de acondicionar el sustrato y modificar la actividad biológica, aunque son los microbios los responsables de la degradación bioquímica de la materia orgánica.

A través del vermicompostaje se pueden transformar una variedad de recursos orgánicos derivados de las actividades económicas e industriales del ser humano, recursos que se agrupan en función a su origen, como los residuos convencionales y no convencionales procedentes de actividades agrícolas y agroindustrial entre otras, ambos tipos de residuos son estabilizados de manera eficiente por las lombrices de tierra para generar un producto con gran valor nutritivo para las plantas de cultivo o recuperación de suelos.

Literatura citada

- Aira, M.; Monroy, F.; Domínguez, J. and Mato, S. 2002. How earthworm density affects microbial biomass and activity in pig manure. *Eur. J. Soil Biol.* 38:7-10.
- Aira, M.; Sampedro, L.; Monroy, F. and Domínguez, J. 2008. Detritivorous earthworms directly modify the structure, thus altering the functioning of a microdecomposer food web. *Soil Biol. Bio.* 40:2511-2516.
- Aira, M.; Monroy, F. and Domínguez, J. 2009. Changes in bacterial numbers and microbial activity of pig slurry during gut transit of epigeic and anecic earthworms. *J. Hazardous Materials.* 162(2-3):1404-1407.
- Aira, M. y Domínguez, J. 2010. Las lombrices de tierra y los microorganismos: desentrañando la caja negra del vermicompostaje. *Acta Zool. Mex.* 26(2):385-395.
- Coulibaly, S. S. and Zoro, B. I. A. 2010. Influence of animal wastes on growth and reproduction of the African earthworm species *Eudrilus eugeniae* (Oligochaeta). *Eur. J. Soil Biol.* 46(3-4):225-229.
- Domínguez, J. 2004. State of the art and new perspectives on vermicomposting research. Chapter 20:401-424. In: *Earthworm ecology*. Second edition. Edwards, C. A. (Ed.). CRC Press, USA. 424 p.
- Domínguez, J. y Pérez, L. M. 2010. *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) y *Eisenia andrei* (Bouché, 1972) son dos especies diferentes de lombrices de tierra. *Acta Zool. Mex.* 321-331 pp.
- Domínguez, J.; Aira, M. y Gómez, B. M. 2009. El papel de las lombrices de tierra en la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes. *Ecosistemas.* 18(2):20-31.
- Domínguez, J. and Edwards, C. A. 2011a. Biology and ecology of earthworm species used for vermicomposting. Chapter 3:27-40. In: *vermiculture technology. Earthworms, organic wastes, and environmental management*. Edwards, C. A.; Arancon, N. Q. and Sherman, R. (Eds.). CRC Press. Taylor & Francis Group. Boca Raton, FL. 587 p.
- Domínguez, J. and Edwards, C. A. 2011b. Relationships between composting and vermicomposting. Chapter 2:11-25. In: *vermiculture technology. Earthworms, organic wastes, and environmental management*. Edwards, C. A., Arancon, N. Q. and Sherman, R. (Eds.). CRC Press. Taylor & Francis Group. Boca Raton, FL. 587 p.
- Edwards, C. A. 2004. *Earthworm ecology* (2nd edition). CRC Press, Boca Raton, FL, London, New York, Washington. 448 p.
- Fragoso, C. y Rojas, P. 2014. Biodiversidad de lombrices de tierra (Annelida: Oligochaeta: Crassielitellata) en México. *Rev. Mex. Bio.* (85):197-207.
- García, P. R. E. 2011. La lombriz de tierra como una biotecnología en agricultura. Universidad Autónoma de Chapingo (UACH). Texcoco, Estado de México. 178 p.
- Garg, V. K. and Gupta, R. 2011. Optimization of cow dung spiked preconsumer processing vegetable waste for vermicomposting using *Eisenia fetida*. *Ecotoxicol. Environ. Safety.* 74(1):19-24.

- Garg, V. K.; Suthar, S. and Yadav, A. 2012. Management of food industry waste employing vermicomposting technology. *Bio. Technol.* 126:437-443.
- Gómez, B. M.; Aira, M.; Lores, M. and Domínguez, J. 2011a. Changes in microbial community structure and function during vermicomposting of pig slurry. *Bio. Technol.* 102(5):4171-4178.
- Gómez, B. M.; Aira, M.; Lores, M. and Domínguez, J. 2011b. Epigeic earthworms exert a bottleneck effect on microbial communities through gut associated processes. *PLoS ONE*. 6(9):1-9.
- Gómez, B. M.; Lores, M. and Domínguez, J. 2013. Changes in chemical and microbiological properties of rabbit manure in a continuous feeding vermicomposting system. *Bio. Technol.* 128:310-316.
- González, S. K. D.; Rodríguez, M. M. N.; Trejo, T. L. I.; Sánchez, E. J. y García, C. J. L. 2013. Propiedades químicas de téis de vermicompost. *Rev. Mex. Cienc. Agríc.* 5:901-911.
- Gunadi, B. and Edwards, C. A. 2003. The effects of multiple applications of different organic wastes on the growth, fecundity and survival of *Eisenia fetida* (Savigny) (Lumbricidae). *Pedobiologia*. 47:321-329.
- Gutiérrez, M. F. A.; Moguel, Z. B.; Abud, A. M.; Gutiérrez, O. V. F. and Dendooven, L. 2008. Sheep manure vermicompost supplemented with a native diazotrophic bacteria and mycorrhizas for maize cultivation. *Bio. Technol.* 99:7020-7026.
- Hait, S. and Tare, V. 2011. Vermistabilization of primary sewage sludge. *Bio. Technol.* 102:2812-2820.
- Hernández, J.; Mármol, L.; Guerrero, F.; Salas, E.; Bárcenas, J.; Polo, V. y Colmenares, C. 2010. Caracterización química, según granulometría, de dos vermicompost derivados de estiércol bovino puro y mezclado con residuos de fruto de la palma aceitera. *Rev. Fac. Agron.* 27:491-520.
- Kavdir, Y. and Ilay, R. 2011. Earthworms and soil structure. Chapter 3. *In: biology of earthworms*. Karaca, A. (Ed.). Springer-Verlag Berlin, Heidelberg. 316 p.
- Kui, H.; Fusheng, L.; Yongfen, W.; Xiaoyong, F. and Xuemin, Ch. 2014. Effects of earthworms on physicochemical properties and microbial profiles during vermicomposting of fresh fruit and vegetable wastes. *Bio. Technol.* 170:45-52.
- Kumar, A. 2005. *Vermis and vermitechnology*. APH Publishing. New Dehli, India. 200 p.
- Lemtiri, A.; Colinet, G.; Alabi, T.; Cluzeau, D.; Zirbes, L.; Haubruge, E. and Francis, F. 2014. Impacts of earthworms on soil components and dynamics. A review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 18(1):1-13.
- Li, K.; Li, P. and Li, H. 2010. Earthworms helping economy, improving ecology and protecting health. *Int. J. Global Environ.* 10(3):354-365.
- Mamani, M. G.; Mamani, P. F.; Sainz, M. H. y Villca, H. R. 2012. Comportamiento de la lombriz roja (*Eisenia* spp.) en sistemas de vermicompostaje de residuos orgánicos. *J. Selva Andina Res. Soc.* 1(1):44-54.
- Medany, M. 2011. Vermiculture in Egypt: current development and future potential. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO/UN). Regional Office for the Near East Cairo, Egypt. 99 p.
- Morales, M. J. C.; Fernández, R. M. V.; Montiel, C. A. y Peralta, B. B. C. 2009. Evaluación de sustratos orgánicos en la producción de lombricomposta y el desarrollo de lombriz (*Eisenia foetida*). *BIOTecnia*. 11(1):19-26.
- Moreno, J.; Moral, R.; García, M. J. L.; Pascual, J. A. y Bernal, M. P. 2014. Vermicompostaje: procesos, productos y aplicaciones. Recursos orgánicos: aspectos agronómicos y medioambientales. Colección: de residuo a recurso. El camino hacia la sostenibilidad. Ediciones Mundi-Prensa, España. 176 p.
- Moreno, R. A.; Gómez, F. L.; Cano, R. P.; Martínez, C. V.; Reyes, C. J. L.; Puente, M. J. L.; Rodríguez, D. N. 2008. Genotipos de tomate en mezclas de vermicompost: arena en invernadero. *Terra Latinoam.* 26(2):103-109.
- Moreno, R. A.; Solís, M. G.; Blanco, C. E.; Vásquez, A. J.; Guzmán, C. L. M. P.; Rodríguez, D. N. y Figueroa, V. U. 2013. Desarrollo de plántulas de huizache (*Acacia farnesiana*) en sustratos con vermicompost. *Rev. Chapingo*. 20(1):55-62.
- Moreno, R. A.; García, G. L.; Cano, R. P.; Martínez, C. V.; Márquez, H. C. y Rodríguez, D. N. 2014. Desarrollo del cultivo de melón (*Cucumis melo*) con vermicompost bajo condiciones de invernadero. *Ecos. Rec. Agróp.* 1(2):163-173.
- Nieto, G. A.; Murillo, A. B.; Troyo, D. E.; Beltrán, M. A.; Ruíz, E. F. H. y García, H. J. L. 2010. Aprovechamiento de residuos orgánicos de origen animal, vegetal y doméstico para la elaboración y uso de composta en la

- Sinha, R. K.; Herat, S.; Valani, D. and Chauhan, K. 2010b. Earthworms. The environmental engineers: review of vermiculture technologies for environmental management and resource development. J. Int. J. Global Environ. 10(3-4):265-292.
- Sinha, R. K.; Valani, D.; Chauhan, K. and Agarwal, S. 2010c. Embarking on a second green revolution for sustainable agriculture by vermiculture biotechnology using earthworms: Reviving the dreams of Sir Charles Darwin. J. Agric. Biotechnol. Sust. Develop. 2(7):113-128.
- Su, L. L.; Ta, Y. W.; Pei, N. L. and Pui, Y. S. K. 2015. The use of vermicompost in organic farming: overview, effects on soil and economics. J. Sci. Food Agric. 95:1143-1156.
- Vargas, M. R. N.; Domínguez, M. J. y Mato de la Iglesia, S. 2008. Vermicompostaje. In: Compostaje. Moreno, C. J. y Moral, H. R. Ediciones Mundi-Prensa. España. 570 p.
- Vargas, M. R. N. 2010. Vermicompostaje en el reciclado de residuos agroindustriales. In: XII Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo. Santo Domingo, 17-19 de noviembre del 2010. Santo Domingo de los Tsáchilas, Ecuador. 43 p.
- Vig, A. P.; Singh, J.; Wani, S. H. and Dhaliwal, S. S. 2011. Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm *Eisenia fetida* (Savigny). Bio. Technol. 102:7941-7945.
- Yadav, A. and Garg, V. K. 2011. Recycling of organic wastes by employing *Eisenia fetida*. Bio. Technol. 102(3):2874-2880.
- Yadav, A.; Gupta, R. and Kumar, G. V. 2013. Organic manure production from cow dung and biogas plant slurry by vermicomposting under field conditions. Int. J. Recy. Org. Waste Agric. 2:1-7.

CAPITULO III

Artículo 2

Vermicompostaje: II avances y estrategias en el tratamiento de residuos sólidos orgánicos

Vermicomposting: II progress and strategies in the treatment of organic solid waste

Víctor Manuel Villegas-Cornelio y José Ramón Laines Canepa

Vermicompostaje: II avances y estrategias en el tratamiento de residuos sólidos orgánicos*

Vermicomposting: II progress and strategies in the treatment of organic solid waste

Víctor Manuel Villegas-Cornelio¹ y José Ramón Laines Canepa²

¹División Académica de Ciencias Básica, Universidad Popular de la Chontalpa. Carretera Cárdenas-Huimanguillo, km 2.0. Ranchería Paso y Playa, Cárdenas, Tabasco. CP. 86500. Tel. (01) 937 3727050. ²División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Carretera Villahermosa-Cárdenas

Resumen

El vermicompostaje es un proceso biotecnológico que permite biodegradar residuos orgánicos bajo condiciones aerobias y mesófilas por la acción conjunta de lombrices y microorganismos, del cual se obtiene un producto final estabilizado. En el proceso se aprovechan las capacidades detritívoras de las lombrices, la acción de sus enzimas digestivas y de la microflora aeróbica y anaeróbica presentes en su intestino. El objetivo de esta revisión es dar a conocer avances reportados en la literatura científica acerca de los diferentes eventos en el proceso de vermicompostaje. El uso de residuos orgánicos no convencionales para producir vermicomposta, es una forma de reciclar materia orgánica que de otra manera son desechados de forma inapropiada causando problemas ambientales y pérdida de material orgánico valioso. Su uso como bioplaguicida plantea buena expectativa para el control de patógenos en los cultivos, limitando del empleo de pesticidas químicos. Se hace una revisión de la actividad enzimática en el vermicompostaje, responsable de muchas transformaciones bioquímicas en el sustrato. Un aspecto importante del proceso es el funcionamiento y la biodiversidad de las poblaciones microbianas que participan en la transformación de los residuos, del que se sabe muy poco. El manejo de esta tecnología requiere del entendimiento de los

Abstract

The vermicomposting is a biotechnological process that allows biodegradation of organic waste under aerobic and mesophilic conditions by the joint action of worms and microorganisms, from which a stabilized final product is obtained. In the process they take advantage of the destructive capacities of the worms, the action of the digestive enzymes and the aerobic and anaerobic microflora present in their intestines. The objective of this review is to present advances reported in the scientific literature about the different events in the vermicomposting process. The use of unconventional organic waste to produce vermicompost is a way to recycle organic matter that otherwise is improperly disposed of causing environmental problems and loss of valuable organic material. Its use as a biopesticide raises good expectations for the control of pathogens in crops, limiting the use of chemical pesticides. A review of the enzymatic activity in the vermicomposting, responsible for many biochemical transformations in the substrate. An important aspect of the process is the functioning and biodiversity of microbial populations involved in the transformation of waste, which is very little known. The management of this technology requires the understanding of the complex mechanisms

microorganismos, que interactúan para aumentar las tasas de descomposición de la materia orgánica.

Palabras clave: bioplaguicida, enzimas, lombrices de tierra, microorganismos, vermicompostaje.

Introducción

industriales generan residuos orgánicos que, a pesar de no ser considerados óptimos para el desarrollo de las lombrices en condiciones naturales, han sido bioestabilizados con éxito en procesos de vermicompostaje. Estos residuos considerados no convencionales requieren de pre-acondicionamiento que le brinde las características requeridas para el adecuado desarrollo de las lombrices (Moreno *et al.*, 2014). De los diferentes residuos que han sido vermicompostados de manera exitosa, los de la industria alimentaria, farmacéutica, curtiduría, papelería, forestal y ganadera, azucarera y conservas y vitivinícola (Balakrishnan y Batra, 2011; Garg *et al.*, 2012; Hernández-Rodríguez *et al.*, 2012; Basheer y Agrawal, 2013; Martínez-Cordeiro *et al.*, 2013; Sreekanth *et al.*, 2014; Ravindran *et al.*, 2015) son recursos con un alto valor agrícola por las ventajas que proporciona al suelo a través del vermicompostaje.

La acumulación de este tipo de residuos deteriora el medio ambiente (Asim *et al.*, 2015; Cardoen *et al.*, 2015), generando además una pérdida de material potencialmente valioso que se puede procesar para generar productos con valor agregado (Nigam *et al.*, 2009; Suthar *et al.*, 2012). Con el desarrollo de sistemas agrícolas modernos se ha abierto otra ventana de discusión, el problema de contaminación derivado del uso de fertilizantes químicos (Navarro *et al.*, 1995). De las muchas ventajas de la vermicomposta está su uso como bioplaguicida contra patógenos vegetales. Recientes investigaciones han demostrado que el vermicompostaje incrementa la diversidad microbiana, condición que la hace útil como agente biocontrolador contra diferentes plagas (Domínguez *et al.*, 2010; Jack, 2012).

Su uso ha demostrado su capacidad como fungicida, supresor de áfidos, nematodos y ácaros de cultivos (Artavia *et al.*, 2010; Edwards *et al.*, 2010a; Contreras-Blanca *et al.*, 2014). El vermicompostaje es un proceso bioquímico que puede ser explicado a través de su actividad enzimática, que tienen lugar en el suelo y son responsables de las transformaciones de compuestos orgánicos complejos a sustancias

in relation worm-microorganisms, which interact to increase rates of decomposition of organic matter.

Keywords: biopesticide, earthworms, enzymes, microorganisms, vermicompost.

Introduction

Productive activities such as agricultural, urban and industrial generate organic waste that despite not being considered optimal for the development of earthworms in natural conditions, have been successfully biostabilized in vermicomposting processes. These wastes considered unconventional require pre-conditioning that will provide the characteristics required for the proper development of the worms (Moreno *et al.*, 2014). Of the different wastes that have been successfully vermicomposting, the food industry, pharmaceutical, tannery, paper, forestry and livestock, sugar and preserves, and wine (Balakrishnan and Batra, 2011; Garg *et al.*, 2012; Hernández-Rodríguez *et al.*, 2012; Basheer and Agrawal, 2013; Martínez-Cordeiro *et al.*, 2013; Sreekanth *et al.*, 2014; Ravindran *et al.*, 2015) are resources with high agricultural value for the benefits it provides to the ground through the vermicomposting.

The accumulation of this waste damages the environment (Asim *et al.*, 2015; Cardoen *et al.*, 2015), also generating a loss of potentially valuable material that can be processed to produce value-added products (Nigam *et al.*, 2009; Suthar *et al.*, 2012). With the development of modern agricultural systems has opened another window of discussion, the problem of contamination from the use of chemical fertilizers (Navarro *et al.*, 1995). Of the many benefits of vermicompost is its use as a biopesticide against plant pathogens. Recent research has shown that vermicomposting increases microbial diversity, which makes it useful as a bio control agent against various pests (Domínguez *et al.*, 2010; Jack, 2012).

Its use has proven its ability as a fungicide, suppressor aphids, nematodes and mites crops (Artavia *et al.*, 2010; Edwards *et al.*, 2010a; Contreras-Blanca *et al.*, 2014). The vermicomposting is a biochemical process that can be explained through its enzymatic activity taking place on the ground and are responsible for the transformation of complex organic compounds easily assimilated by plants soluble substances, this activity has gained interest on all in those cycle of the elements that are part of living matter (García *et al.*, 2003; Henríquez *et al.*, 2014). Another important aspect of the process is the function and microbial biodiversity

solubles fácilmente asimilables por las plantas, esta actividad ha cobrado interés sobre todo en aquellos ciclos de los elementos que forman parte de la materia viva (García *et al.*, 2003; Henríquez *et al.*, 2014). Otro aspecto importante del proceso es la función y biodiversidad microbiana que participan en la transformación de los residuos, existe al respecto escaso conocimiento debido a la complejidad y heterogeneidad del proceso (Vargas-Machuca, 2010; Moreno *et al.*, 2014).

Este documento tiene como objetivo dar a conocer avances reportados en la literatura científica acerca de los complejos mecanismos del proceso de vermicompostaje, con el propósito de valorar las virtudes de estas tecnologías en la conversión de residuos orgánicos sólidos en productos estabilizados con amplio potencial de uso como enmiendas orgánicas para suelos, la supresión de patógenos radiculares de plantas o descontaminación de suelos.

Los residuos no convencionales: material orgánico de uso potencial

Este tipo de residuos procedentes de ámbitos agroindustrial, urbanos e industrial a pesar de ser considerados no óptimos para el desarrollo de las lombrices en condiciones naturales, han sido bioestabilizados eficazmente por medio del vermicompostaje. Sin embargo, en algunos casos es necesario acondicionarlos previamente para permitir la sobrevivencia de las lombrices (Vargas-Machuca *et al.*, 2008; Moreno *et al.*, 2014). En este tipo de residuos están los lodos generados por algunas industrias, en la que el vermicompostaje es una alternativa simple y de bajo costo para su reciclaje.

La transformación de estos residuos es importante para la estabilización de lodos generados por la industria alimentaria, el producto obtenido presenta una mejora química significativa en nitrógeno, fósforo, sodio y potasio, además de la estabilización del pH, carbono orgánico total y la relación C:N, incluso el abono obtenido puede mejorarse si se enriquece con otros residuos, particularmente con estiércol bovino o equino, obteniendo un humus homogéneo en olor, granulación y de color oscuro (Garg *et al.*, 2012; Meiyán *et al.*, 2012). En la industria del sagú (*Marantha auridinacea*) se ha utilizado los beneficios del vermicompostaje, mezclando los residuos de esta industria con estiércol de vaca y aves de corral, el producto resultante es un abono de calidad con la conveniente reducción de la relación C:N y mayor estatus nutricional para la producción de cultivos (Subramanian *et al.*, 2010). Una ventaja del vermicompostaje de los lodos

involucrados en el procesamiento de residuos, es el limitado conocimiento sobre el proceso debido a la complejidad y heterogeneidad del mismo (Vargas-Machuca, 2010; Moreno *et al.*, 2014).

Este documento tiene como objetivo presentar avances reportados en la literatura científica sobre los complejos mecanismos del proceso de vermicompostaje, con el propósito de evaluar las virtudes de estas tecnologías en la conversión de residuos orgánicos sólidos en productos estabilizados con amplio potencial de uso como enmiendas orgánicas para suelos, supresión de patógenos radiculares de plantas o descontaminación de suelos.

The unconventional waste: organic material of potential use

This type of waste from agroindustrial, urban and industrial areas, despite being considered not optimal for the development of earthworms under natural conditions, have been effectively biostabilized by vermicomposting. However, in some cases it is necessary to condition them to allow the survival of worms (Vargas-Machuca *et al.*, 2008; Moreno *et al.*, 2014). Within this type of waste are sludges generated by some industries, in which vermicomposting is a simple and low-cost alternative for recycling.

The transformation of these residues is important for the stabilization of sludge generated by the food industry, the product obtained presents a significant chemical improvement in nitrogen, phosphorus, sodium and potassium, besides the stabilization of pH, total organic carbon and the C:N, including fertilizer obtained can be improved if it is enriched with other wastes, particularly with cattle manure or equine, obtaining a homogenous humus smell, granulation and dark (Garg *et al.*, 2012; Meiyán *et al.*, 2012). In industry sago (*Marantha auridinacea*) has used the benefits of vermicomposting, mixing the waste industry with cow dung and poultry, the resulting product is a fertilizer quality with convenient reduction of the C:N and improved nutritional status for crop production (Subramanian *et al.*, 2010).

One advantage of the vermicomposting of the residual sludge and its use as fertilizer is the improvement of the biochemical and physicochemical properties of the soil, especially of the less fertile ones. Studies in clay and sandy soils has shown that improvement starts from the activation of microbiological processes through the gradual modification of the nutritional conditions that occur within the live cover because of earthworm activity. The improved soil structure is agronomically important as good physical properties favor water retention, diffusion of oxygen and nutrient

residuales y su empleo como abono, es el mejoramiento de las propiedades bioquímicas y fisicoquímicas de los suelos, sobre todo de los poco fértiles. Estudios realizados en suelos arcillosos y arenosos ha demostrado que el mejoramiento comienza a partir de la activación de los procesos microbiológicos a través de la modificación gradual de las condiciones nutritivas que ocurren dentro de la cubierta viva debido a la actividad de las lombrices. La mejora en la estructura del suelo es de importancia agronómica ya que buenas propiedades físicas favorecen la retención de agua, difusión de oxígeno y disponibilidad de nutrientes, que al combinarse mejoran la calidad y fertilidad del suelo (Masciandaro *et al.*, 2010).

La industria farmacéutica que comprende el procesamiento de materias primas de uso farmacéutico genera contaminantes orgánicos que deriva en su mayor parte de la producción del principio activo. Estos desechos no pueden descartarse como residuos convencionales sin darles un tratamiento especial (Ramos, 2006; Sreekanth *et al.*, 2014). El vermicompostaje de los residuos de hierbas después de su proceso mezclados con estiércol de vaca, provoca cambios significativos en las características del residuo como disminución del carbono orgánico, de la relación C:P, y C:N, y generando un aumento en nitrógeno, fósforo y potasio. El abono obtenido tiene uso potencial en restauración ecológica y programas de fertilidad del suelo (Singh y Suthar, 2012a; Singh y Suthar, 2012b).

El vermicompostaje también tiene aplicación en la industria de la curtiduría, que genera desechos tóxicos y materiales orgánicos de lenta degradación. Este proceso es una alternativa viable para la reducción y biodegradación de estos contaminantes, observando una disminución de la concentración de patógenos, de la conductividad eléctrica y sólidos volátiles, la concentración de nitrógeno y fósforo al final del proceso son similares a los encontradas en los abonos orgánicos. La combinación lombriz de tierra y microorganismos con estiércol bovino modifican las propiedades fisicoquímicas de los residuos, obteniendo un producto libre de olores, más oscuro y homogéneo, con una disminución de la relación C:N (Cardoso-Vigueros y Ramírez-Camperos, 2006; Ravindran *et al.*, 2015).

En la industria papelera que genera grandes cantidades de residuos, el uso de la tecnología del vermicompostaje ha generado buenas expectativas. Estudios realizados de la degradación de papel mezclado con aserrín de madera, estiércol equino y la lombriz de tierra *Perionyx excavatus*, ha generado

availability, which when combined improve quality and soil fertility (Masciandaro *et al.*, 2010).

The pharmaceutical industry comprising the processing of raw materials for pharmaceutical use generates organic pollutants which derives for the most part from the production of the active ingredient. These wastes can not be ruled out as conventional waste without giving prior special treatment (Ramos, 2006; Sreekanth *et al.*, 2014). The vermicomposting of herbs after processing mixed with cow manure, causes significant changes in the characteristics of the residue as a reduction of organic carbon, C:P, and C:N ratio, and generating an increase in nitrogen, phosphorus and potassium. The fertilizer obtained has potential use in ecological restoration and programs soil fertility (Singh and Suthar, 2012a; Singh and Suthar, 2012b).

The vermicomposting also has application in the tannery industry, which generates toxic wastes and organic materials of slow degradation. This process is a viable alternative for the reduction and biodegradation of these pollutants, observing a decrease in pathogen concentration, electrical conductivity and volatile solids, the concentration of nitrogen and phosphorus at the end of the process are similar to those found in fertilizers organic. The earthworm and microorganisms combination with cattle manure modify the physicochemical properties of waste, obtaining a product free of odors, darker and homogeneous, with a decrease in the C:N (Cardoso-Vigueros and Ramírez-Camperos, 2006; Ravindran *et al.*, 2015).

In the paper industry that generates large amounts of waste, use of vermicomposting technology has generated high expectations. Studies conducted degradation of paper mixed with sawdust, horse manure and earthworm *Perionyx excavatus* has generated good results, to get vermicompost good quality (Abd *et al.*, 2009). As waste paper is rich in carbon and deficient in nitrogen, it can be mixed with bovine manure, making it more suitable for earthworms. This process increases the concentration of nitrogen, phosphorus and potassium, and decreases the pH and C:N ratio at the end of the process (Basheer and Agrawal, 2013).

The waste from the forestry and livestock industry represents a serious ecological problem if not managed properly. An alternative to transform these materials is vermicomposting, and used safely as soil improvers. These residues when mixed with cow, rabbit and sheep manures, generate a good quality product with a decrease in the C:N ratio and pH, the contents of nitrates and nitrogen increase, giving the final product

buenos resultados, al obtener humus de lombriz de buena calidad (Abd *et al.*, 2009). Como el papel de desecho es rico en carbono y deficiente en nitrógeno, puede mezclarse con estiércol bovino, haciéndolo más adecuado para las lombrices de tierra. Este proceso incrementa la concentración de nitrógeno, fósforo y potasio, y disminuye el pH y la relación C:N al final del proceso (Basheer y Agrawal, 2013).

Los residuos de la industria forestal y ganadera representan un grave problema ecológico si no se manejan adecuadamente. Una alternativa para transformar estos materiales es el vermicompostaje, y utilizarse de manera segura como mejoradores del suelo. Estos residuos al mezclarse con estiércoles de vaca, conejo y oveja, generan un producto de buena calidad con disminución en la relación C:N y pH, los contenidos de nitratos y nitrógeno se incrementan, dando al producto final propiedades químicas y nutricionales valiosas (Hernández-Rodríguez *et al.*, 2012).

La industria vitivinícola de gran importancia económica en varios países, genera grandes cantidades de residuos, entre ellos el bagazo de uva, subproducto del proceso de extracción del mosto en la preparación del vino. El vermicompostaje del bagazo genera un producto maduro y estabilizado, con un incremento en la concentración de nutrientes para su uso como enmienda orgánica en campos de cultivo (Martínez-Cordeiro *et al.*, 2013). La rapidez con que ocurren estas transformaciones hace del proceso un buen sistema para estudiar el papel de las lombrices de tierra y su microflora en la degradación del bagazo de uva (Gómez-Brandón *et al.*, 2010). Otro residuo proveniente de la industria de bebidas alcohólica es el bagazo tequilero, sustrato potencial para vermicompostaje. El humus resultante provee un reservorio nutrimental alto en nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio que permite su uso en la agricultura (Rodríguez *et al.*, 2010).

La producción de azúcar es una importante industria agrícola que genera residuos sólidos como el bagazo, cachaza, lodos del proceso de clarificado, cenizas y basura de caña (Balakrishnan y Batra, 2011). La transformación de estos residuos por vermicompostaje mezclado con estiércol de bovinos y lombriz de tierra (*Eisenia fetida*), ayuda a mejorar las características fisicoquímicas del producto final. Los nutrientes como el nitrógeno, fósforo y sodio aumentan favorablemente, con disminución del carbono orgánico y relación C:N. En la transformación de estos residuos se han utilizado lombrices como *Eudrilus eugenia*, *Eisenia fetida* y *Perionyx excavates*, capaces de convertir una parte

valuable chemical and nutritional properties (Hernández-Rodríguez *et al.*, 2012).

The wine industry of great economic importance in several countries generates large quantities of waste, including grape bagasse, a by-product of the process of extracting must in wine preparation. The vermicomposting bagasse generates a mature and stable product, with an increase in concentration of nutrients for use as organic fertilizer on farmland (Martínez-Cordeiro *et al.*, 2013). The speed with which these changes occur in the process make a good system to study the role of earthworms and microflora in the degradation of grape pomace (Gómez-Brandón *et al.*, 2010). Another residue from the alcoholic beverage industry is bagasse, a potential substrate for vermicomposting. The resulting humus provides a high nutrient reservoir in nitrogen, phosphorus, potassium, calcium and magnesium that allows its use in agriculture (Rodríguez *et al.*, 2010).

The sugar production is an important agricultural industry that generates solid waste such as bagasse, cachaza, clarification process sludge, ash and cane waste (Balakrishnan and Batra, 2011). The transformation of this waste vermicompostings mixed with cattle manure and earthworm (*Eisenia fetida*), helps improve the physicochemical characteristics of the final product. The nutrients such as nitrogen, phosphorus and sodium increase favorably, with decrease of organic carbon and C:N ratio. In the transformation of these wastes they have been used as worms *Eudrilus eugenia*, *Eisenia fetida* and *Perionyx excavates* capable to convert a large part of the matter organic waste humus in a relatively short period.

The nutrients such as calcium, magnesium, sodium and potassium increase significantly and the pH is stable in the final product (Bhandarkar *et al.*, 2014). Experiments with sugar cane bagasse and rice straw have shown that vermicomposts obtained improve the growth of bean plants (*Phaseolus vulgaris*) and improvement significant in the soil quality (Adil and Jaikishun, 2010).

Another residue of agro-industry is pineapple bagasse, which can represent up to 20% of total production. Part of this residue is used as cattle feed and the rest is discarded, becoming an environmental problem (Antonio *et al.*, 2011). Little is known about the processing capacity for the earthworms of pineapple residues. Mainoo *et al.* (2009), consider that vermicomposting is promising as a management technology for this type of waste, it has been shown to vermicomposting with *Eisenia eugeniae* accelerate decomposition and loss of mass waste, an increase of

de la materia orgánica de estos residuos en humus en un periodo relativamente corto. Los nutrientes como calcio, magnesio, sodio y potasio aumentan significativamente y el pH es estable en el producto final (Bhandarkar *et al.*, 2014). Experimentos realizados con bagazo de caña de azúcar y paja de arroz, han demostrado que las vermicompostas obtenidas mejoran el crecimiento de plantas de frijol (*Phaseolus vulgaris*) y mejora significativa en la calidad del suelo (Adil y Jaikishun, 2010).

Otro residuo de la agroindustria es el bagazo de la piña, que puede representar hasta 20% de la producción total. Parte de este residuo es utilizado como alimento para ganado y el resto se desecha, convirtiéndose en un problema ambiental (Antonio *et al.*, 2011). Poco se sabe acerca de la capacidad de transformación por las lombrices de los residuos de piña. Mainoo *et al.* (2009), consideran que el vermicompostaje resulta prometedor como una tecnología de gestión para este tipo de residuos, se ha demostrado que el vermicompostaje con *Eisenia eugeniae* acelerara la descomposición y la pérdida de masa de los residuos, con incremento de nitrógeno, fósforo y potasio. Sin embargo, la acidez inicial de los residuos es un problema para las lombrices, por lo que un precompostaje mejora las condiciones de pH.

Bioplaguicida: un producto del vermicompostaje para la producción orgánica sostenible

Una propiedad poco conocida del proceso de vermicompostaje es la presencia de agentes bioplaguicidas en la vermicomposta. Recientemente se ha investigado su potencial contra patógenos vegetales, insectos, ácaros y nematodos parásitos de plantas. Al adicionar vermicomposta al suelo se incrementa la diversidad microbiana, por un rango más amplio de microorganismos, estos pueden actuar como agentes controladores contra diferentes plagas en plantas, se ha sugerido que los posibles mecanismos de supresión de enfermedades están basados en la competencia entre microorganismos por los nutrientes y la energía (Clive *et al.*, 2006; Domínguez *et al.*, 2010; Edwards *et al.*, 2010a; Jack, 2012). La capacidad antifúngica del lixiviado de vermicomposta a partir de estiércol bovino contra el hongo *Colletotrichum gloeosporioides* tiene un efecto inhibitorio de 100% cuando se aplica sin ser esterilizado. Se ha descubierto que los microorganismos presentes en el lixiviado compiten contra el hongo patógeno por nutrientes o son antagonistas hacia el (Contreras-Blanca *et al.*, 2014). La aplicación de vermicomposta de estiércol bovino en plantas de tomate reduce la cantidad del nematodo parásito (*Meloidogyne incognita*) en raíz y suelo

nitrogen, phosphorus and potassium. However, the acidity initial of waste is a problem for worms, so a pre-composting improves pH conditions.

Biopesticide: a product of vermicomposting for sustainable organic production

A little known property of the vermicompost process is the presence of bioplagicidal agents in the vermicompost. Its potential has recently been investigated against plant pathogens, insects, mites and plant parasitic nematodes. When vermicompost is added to the soil, microbial diversity increases, with a broader range of microorganisms, these can act as controlling agents against different pests in plants, it has been suggested that the possible mechanisms of disease suppression is based on competition between microorganisms for nutrients and energy (Clive *et al.*, 2006; Domínguez *et al.*, 2010; Edwards *et al.*, 2010a; Jack, 2012).

The antifungal capacity of vermicompost leachate from cattle manure against the fungus *Colletotrichum gloeosporioides* has an inhibitory effect of 100% when applied without being sterilized. It has been found that the microorganisms present in the leachate compete against pathogenic fungus nutrient or are antagonistic towards the (Contreras-Blanca *et al.*, 2014). The application of vermicompost of cattle manure in tomato plants reduces the amount of parasitic nematode (*Meloidogyne incognita*) in root and soil (Castro *et al.*, 2011). The use of brushwood mature vermicompost coffee with cattle and goat manure on Tiquisque-system *Pythium myriotylum*, has a suppressive effect on the development of the disease caused by the fungus *Pythium myriotylum* in plants Tisquique (*Xanthosoma sagittifolium*) (Artavia *et al.*, 2010).

The suppression of aphids, mealybugs, mites and other pests is another use of vermicompost, studies in tomato and cucumber plants have shown that aqueous extracts of vermicompost suppress both pest establishment in the plant, and reproductive rates of green peach aphid, mealybugs and mites (spotted spider). The same effect has on beetles (*Acalymna vittatum*) cucumber and hornworms of snuff (*Manduca sexta*), which extracts significantly suppress the establishment of plant pests. Suppression is probably due to the fixing of phenolic compounds by plants and its rejection by pests (Edwards *et al.*, 2010a; Edwards *et al.*, 2010b). The use of the vermicompost gives certain advantages to the soil and the plants, providing the necessary nutrients for the growth and production of the crop, and at the same time exerting a biological control against pests that affects the production.

(Castro *et al.*, 2011). El empleo de vermicomposta madura de broza de café con estiércol de bovino y cabra sobre el sistema Tiquisque-*Pythium myriotylum*, tiene un efecto supresivo sobre el desarrollo de la enfermedad causada por el hongo *Pythium myriotylum* en plantas de Tisquique (*Xanthosoma sagittifolium*) (Artavia *et al.*, 2010).

La supresión de áfidos, cochinillas, ácaros y otras plagas es otro uso de la vermicomposta, estudios en plantas de tomates y pepinos han demostrado que los extractos acuosos de la vermicomposta suprimen tanto el establecimiento de la plaga en la planta, como las tasas reproductivas del áfido verde del melocotón, cochinillas y ácaros (araña manchada). El mismo efecto ejerce sobre los escarabajos (*Acalymna vittatum*) del pepino y gusanos cornudos del tabaco (*Manduca sexta*), en el que los extractos suprimen significativamente el establecimiento de las plagas en las plantas. Probablemente la supresión se deba a la fijación de compuestos fenólicos por las plantas y a su rechazo por las plagas (Edwards *et al.*, 2010a; Edwards *et al.*, 2010b). El uso integral de la vermicomposta aporta ciertas ventajas al suelo y las plantas, al suministrar los nutrientes necesarios para el crecimiento y producción del cultivo, y al mismo tiempo ejercer un control biológico contra plagas que afecta la producción.

Actividad enzimática: una medida de la actividad bioquímica del proceso de vermicompostaje

Las enzimas intervienen en la mayoría de los procesos que tienen lugar en el suelo, son responsables de la formación de moléculas orgánicas y particularmente en la transformación de compuestos orgánicos complejos a sustancias asimilables por las plantas. Las enzimas en el suelo pueden ser extracelulares, intracelulares o bien estar adsorbidas a la materia orgánica y sistema coloidal, lo cual sugiere que el suelo puede actuar como un reservorio temporal (Henríquez *et al.*, 2014). Para medir la actividad metabólica de los microorganismos, se puede recurrir a una variedad de ensayos enzimáticos, a través de pruebas para determinar enzimas específicas (Atlas y Bartha, 2001). El conocimiento de la evolución de las actividades enzimáticas durante el vermicompostaje es importante, sobre todo las actividades enzimáticas del tipo hidrolasas, que son actividades implicadas en los ciclos de los elementos biófilos como carbohidrasas, quitinasa, β -glucosidasa y β -galactosidasa del ciclo del C, fosfatasa del ciclo del P, ureasa y proteasas del ciclo del N y arilsulfatasa del ciclo del S, que son consideradas como parámetros específicos (García *et al.*, 2003). En los

Enzymatic activity: a measure of the biochemical activity of the vermicompost process

The enzymes are involved in most processes that take place in the soil, are responsible for the formation of organic molecules and particularly in the transformation of complex organic compounds to substances assimilable by plants. The enzymes in the soil may be extracellular, intracellular or be adsorbed to organic matter and coloidal system, suggesting that the soil can act as a temporary reservoir (Henríquez *et al.*, 2014).

To measure the metabolic activity of the microorganisms, a variety of enzymatic assays can be used, through tests to determine specific enzymes (Atlas and Bartha, 2001). The knowledge of the evolution of enzymatic activities during vermicomposting is important, especially the enzymatic activities of the hydrolases type, which are activities involved in the cycles of the biophilic elements such as carbohydrases, chitinase, β -glucosidase and β -galactosidase of the C, the P of cycle phosphatase, urease and proteases arylsulfatase cycle N and S of the cycle, which are regarded as specific parameters (García *et al.*, 2003). In the microbial processes that are generated in the soil or other substrate, the quantification of the dehydrogenase and catalase are some of the most used methods and are considered as general tests (Acosta and Paolini, 2005).

The understanding of enzyme activity is important to handle the biochemical processes that occur during the vermicomposting (Quintero-Lizaola *et al.*, 2005). Most of the enzymatic activities studied, after an increase during the early stages of the process, tend to decrease as the biodegradation of organic waste progresses through the action of earthworms and microorganisms. Therefore, the vermicompost obtained has a lower activity than the fresh organic residues. However, it should be noted that the vermicompost, having stabilized its organic matter, will achieve greater efficiency in the construction of a "stable" enzymatic pool; that is, "enzyme-humus" complexes capable of resisting the denaturation of the enzymes (Vargas-Machuca, 2010).

Among the enzymatic biotransformation processes, it has been found that the presence of earthworm stimulates the activity of the enzymes amylase, cellulase, lipase, invertase, protease, amidase, urease, nitrogenases, acid and alkaline phosphatase, phosphomonoesterases, arylsulfatase and dehydrogenase. The activity of these enzymes is greater in the residues with worms than in those where they are absent and decreases in direct relation with

procesos microbianos que se generan en el suelo u otro sustrato, la cuantificación de la deshidrogenasa y catalasa son unos de los métodos más usados y son considerados como pruebas generales (Acosta y Paolini, 2005).

El entendimiento de la actividad enzimática es importante para manejar los procesos bioquímicos que ocurren durante el vermicompostaje (Quintero-Lizaola *et al.*, 2005). La mayoría de las actividades enzimáticas estudiadas, después de un aumento durante los primeros estadios del proceso, tienden a disminuir a medida que avanza la biodegradación de los residuos orgánicos por la acción de las lombrices y microorganismos. Por ello, las vermicompostas obtenidas presentan una menor actividad que los residuos orgánicos frescos. Sin embargo, hay que señalar que las vermicompostas, al tener estabilizada su materia orgánica, conseguirán mayor eficacia en la construcción de un pool enzimático “estable”; es decir, complejos “enzima-humus” capaces de resistir la desnaturalización de las enzimas (Vargas-Machuca, 2010).

Dentro de los procesos de biotransformación enzimática, se ha encontrado que la presencia de la lombriz de tierra estimula la actividad de las enzimas amilasa, celulasa, lipasa, invertasa, proteasa, amidasa, ureasa, nitrogenasa, fosfatasa ácida y alcalina, fosfomonoesterasas, arilsulfatasa y deshidrogenasa. La actividad de estas enzimas es mayor en los residuos con lombrices que donde están ausentes, y disminuye en relación directa con la madurez de la composta. El incremento de esta actividad está relacionado con la interacción de tres factores importantes: presencia y ausencia de lombrices, tamaño de sustrato y tiempo de muestreo.

El conocimiento acerca de la dinámica enzimática del proceso de vermicompostaje sirve para manejar de manera sostenible y aún acelerar el proceso de biotransformación de los residuos (Quintero, 2014). Durante el vermicompostaje el incremento de la actividad de la deshidrogenasa está relacionado con la cantidad de humus aplicada al suelo. Contreras *et al.* (2013), indican que cuando se emplea la vermicomposta a razón de 30% como abono para el suelo, la enzima deshidrogenasa incrementa su actividad durante los primeros 60 días, posteriormente esta actividad desciende. Este descenso se debe que los microorganismos han agotado la fuente de carbono fácilmente degradable, razón por la cual disminuye la producción de esta enzima de acción intracelular.

Estudios con la lombriz de tierra *Amyntas hupeiensis*

the maturity of the compost. The increase of this activity is related to the interaction of three important factors: presence and absence of worms, substrate size and sampling time.

The knowledge about the enzymatic dynamics of the vermicomposting process can be used to manage in a more sustainable way and even accelerate the biotransformation process of the residues (Quintero, 2014). During vermicomposting the increase in dehydrogenase activity may be related to the amount of humus applied to the soil. Contreras *et al.* (2013), indicate that when the vermicompost is used at the rate of 30% as fertilizer for the soil, the enzyme dehydrogenase increases its activity during the first 60 days, afterwards this activity decreases. This decrease may be due to the fact that the microorganisms have depleted the readily degradable carbon source, which is why the production of this intracellular action enzyme decreases.

Studies with the earthworm *Amyntas hupeiensis* show that their presence increases the fibrinolytic enzyme activity during the vermicomposting process when the corn stover is used. The activities of cellulase, avicelasa, β -glucosidase, endo- β -1,4-xylanase, acetyl esterase, and manganese peroxidase are significantly increased. Due to this activity, the content of cellulose, hemicellulose and lignin in the vermicompost process is reduced in the presence of earthworms for the first 30 days or so. Although microorganisms are the main agents responsible for the decomposition of cellulose, hemicellulose and lignin, earthworms play a key role in the decomposition of plant residues and is one of the reasons for the promotion of enzymatic activity during vermicomposting to stimulate microbial growth (Yuxiang *et al.*, 2015).

The increase in enzymatic activity is also related to the presence of fresh organic material present at the beginning of the transformation process. Comparative studies between traditional composting and vermicomposting have shown that worms significantly increase enzyme activity during the initial stages of the process and then gradually decrease. The activity of the enzyme urease, phosphatase and dehydrogenase during vermicomposting with *Eudrilus eugeniae*, using paper sludge as a conditioner and cow manure has increased at the beginning of the process.

This increase is related to the availability of substrate for extracellular enzyme activity, and decreased this activity may be due to the reduction of the microbial population in the final stages of composting processes and vermicomposting (Ponmani and Udayasooran, 2014). Rama *et al.* (2014), consider that enzymatic

muestran que incrementa la actividad enzimática fibrolítica durante el proceso de vermicompostaje cuando se utiliza el rastrojo de maíz. Las actividades de la celulasa, avicelasa, β -glucosidasa, endo- β -1,4-xilanasa, acetil esterasa, y manganeso peroxidasa se ven incrementadas de manera significativa. Debido a esta actividad, el contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina en el proceso de vermicompostaje se reduce en presencia de las lombrices de tierra durante los primeros 30 días aproximadamente. Aunque los microorganismos son los principales agentes responsables de la descomposición de la celulosa, hemicelulosa y lignina, las lombrices de tierra juegan un papel clave en la descomposición de los residuos vegetales y es la razón para el impulso de la actividad enzimática durante el vermicompostaje al estimular la multiplicación microbiana (Yuxiang *et al.*, 2015).

El incremento de la actividad enzimática, está relacionada también con la presencia de material orgánico fresco, presente al inicio del proceso de transformación. Estudios comparativos entre el compostaje tradicional y el vermicompostaje, han demostrado que las lombrices incrementan significativamente la actividad enzimática durante las etapas iniciales del proceso y luego disminuye gradualmente. La actividad de las enzimas ureasa, fosfatasa y deshidrogenasa durante el vermicompostaje con *Eudrilus eugeniae*, de lodos residuales utilizando papel como acondicionador y estiércol de vaca, se ha visto incrementada al inicio del proceso.

Este incremento está relacionado con la disponibilidad de sustrato para la actividad enzimática extracelular, y la disminución de esta actividad puede ser debido a la reducción de la población microbiana en las últimas etapas de los procesos de compostaje y vermicompostaje (Ponmani y Udayasoorian, 2014). Rama *et al.* (2014), consideran que en el compostaje y vermicompostaje se registran actividades enzimáticas altas. Sin embargo, el vermicompostaje presenta la mayor actividad para las enzimas durante los primeros 30 días, reduciéndose al final del proceso. Tal vez, esto se deba a la disponibilidad de sustancias fácilmente degradables para las actividades microbianas en las etapas iniciales.

Estudios realizados con *Eisenia fetida* han confirmado que la actividad enzimática β -glucosidasa, celulasa y fosfatasa aumentan entre 1.2 y 2.7 veces cuando se aplica tasas bajas de purines (estiércoles líquidos del sector porcino, compuestos por deyecciones, aguas de lavado y restos de alimentos), no así la actividad proteasa que aumenta

activities are high in composting and vermicomposting. However, vermicomposting exhibits the highest activity for the enzymes during the first 30 days, decreasing at the end of the process. This may be due to the availability of readily degradable substances for microbial activities in the initial stages.

Studies with *Eisenia fetida* have confirmed that the enzyme activity β -glucosidase, cellulase and phosphatase increase between 1.2 and 2.7 times when low rates of slurry (liquid manure in the pig sector, composed of manure, wash water and leftover food) applies, but not the protease activity that increases in high rates of pig slurry applied. In both purines rates applied, the presence of earthworms in younger layers stimulates microbial growth, which decreases once the worms leave these layers (Aira *et al.*, 2007).

Microorganisms: study of their abundance and diversity in the vermicompost process

Despite the knowledge about the close relationship between earthworms and microorganisms during biotransformation of organic waste, it is necessary to know which microorganisms participate in the process and what role they play. Because of the complexity and heterogeneity of the vermicomposting process, knowledge about biodiversity, microbial dynamics and functionality is very limited, and the results often are contradictory (Vargas-Machuca, 2010; Moreno *et al.*, 2014).

The study of microbial ecology focuses on two important aspects: biodiversity of microorganisms including isolation, identification, quantification and activity in their habitat (Madigan *et al.*, 2009). There are specific methods in the literature that allow to know the structure and functionality of the microbial populations involved in vermicomposting, ranging from traditional culture media to the use of techniques based on molecular markers.

The classical methods of detecting microorganisms are to provide the viable microbial cells on a solid or liquid medium. The classical method is effective to detect microorganisms when they are in a significant proportion (Atlas and Bartha, 2001). The determination of specific groups using selective media can provide reliable data. However, the counting of all cells in a sample using a single medium and a single set of growth conditions may result in a low estimate, known as anomaly count in solid medium (Madigan *et al.*, 2009).

Due to the simplicity of culture in solid medium, it has been commonly used to quantify changes in the number

en tasas altas de purines de cerdo aplicada. En ambas tasas de purines aplicadas, la presencia de lombrices de tierra en las capas jóvenes estimula el crecimiento microbiano, que disminuye una vez que las lombrices abandonan dichas capas (Aira *et al.*, 2007).

Microorganismos: estudio de su abundancia y diversidad en el proceso de vermicompostaje

A pesar del conocimiento sobre la estrecha relación entre las lombrices de tierra y los microorganismos durante la biotransformación de los residuos orgánicos, es necesario conocer qué microorganismos participan en el proceso y la función. Debido a la complejidad y heterogeneidad del proceso de vermicompostaje, el conocimiento sobre la biodiversidad, dinámica y funcionalidad microbiana es muy escaso, y los resultados obtenidos en muchos casos son contradictorios (Vargas-Machuca, 2010; Moreno *et al.*, 2014).

El estudio de la ecología microbiana se centra en dos aspectos importantes: la biodiversidad de los microorganismos que incluye el aislamiento, identificación, cuantificación y actividad en su hábitat (Madigan *et al.*, 2009). Existe en la literatura especializada métodos específicos que permiten conocer la estructura y funcionalidad de las poblaciones microbianas implicadas en el vermicompostaje, que van desde los medios de cultivos tradicionales, hasta el empleo de técnicas basadas en marcadores moleculares.

Los métodos clásicos de detección de microorganismos consisten en disponer las células microbianas viables sobre un medio sólido o líquido. El método clásico es eficaz para detectar microorganismos cuando estos se encuentran en una proporción significativa (Atlas y Bartha, 2001). La determinación de grupos específicos empleando medios selectivos puede proporcionar datos fiables. Sin embargo, el recuento de todas las células de una muestra usando un medio único y una sola serie de condiciones de crecimiento puede resultar en una estimación baja, conocida como anomalía del recuento en medio sólido (Madigan *et al.*, 2009).

Por la sencillez del cultivo en medio sólido, ha sido comúnmente usada para cuantificar cambios en el número de microorganismos. La utilización de medios de cultivos diferenciales permite el crecimiento de microorganismos con capacidades fisiológicas específicas, esta metodología ha sido empleada para estudiar la diversidad de bacterias heterótrofas involucradas en distintos tipos de compostaje.

of microorganisms. The use of differential culture media allows the growth of microorganisms with specific physiological capabilities, this methodology has been used to study the diversity of heterotrophic bacteria involved in different types of composting. The traditional culture media have been used to characterize microbial populations during the vermicomposting of organic residues, grouping them into three taxonomic categories (bacteria, actinomycetes and fungi) (Durán and Henríquez, 2007). The use of means of selective cultures usually are used to quantify bacteria, fungi and actinomycetes in the transformation of waste, such as horse manure, coffee pulp and straw vermicomposting oats (Raphael and Velmourougane, 2011; Polo *et al.*, 2012; Quintero, 2014).

Although traditional culture methods provide relevant information on the abundance of many microorganisms involved in vermicomposting of different types of residues, it probably underestimates the true density of the microbial population, since many microorganisms are unable to develop in the media of conventional crops. With techniques of enumeration of viable organisms, no more than 10% and up to less than 1% of these values are obtained (Alexander, 1980; Campbell, 2001).

In recent years, the development of new techniques in microbiology has allowed the study of microorganisms present in various types of biological samples without the need for cultivation. One of these techniques are molecular markers. New techniques for analyzing microorganisms based on the analysis of DNA patterns, fatty acid patterns and carbonate substrates are useful because they provide information on the structure and diversity of microbial communities, allowing the comparison between initial organic residues and vermicomposted (Vargas-Machuca, 2010). With the growth of genetic research and classification bacterial, molecular markers are an important tool to identify bacterial species. The analysis of the DNA contained in a sample, allows to study the biodiversity of all active, dormant or sporulated microorganisms, which places it as one of the most commonly used techniques (Weilong *et al.*, 2012; Moreno *et al.*, 2014).

Many studies on microbial biodiversity do not need to isolate microorganisms to quantify or identify them. Instead, these molecular markers are used to measure biodiversity. Recent literature reports a significant number of molecular, alternative, sensitive and selective techniques for the detection, enumeration and identification of microorganisms in different environmental samples including vermicomposting (Palomino-Camargo and González-Muños, 2014). One of the techniques mostly used to investigate microbial

Los medios de cultivos tradicionales se han empleado para caracterizar poblaciones microbianas durante el vermicompostaje de residuos orgánicos, agrupándolos en tres categorías taxonómicas (bacterias, actinomicetos y hongos) (Durán y Henríquez, 2007). El uso de los medios de cultivos selectivos por lo común son empleados para cuantificar bacterias, hongos y actinomicetos en la transformación de residuos, como el estiércol equino, pulpa de café y paja de avena vermicomposteados (Raphael y Velmourougané, 2011; Polo *et al.*, 2012; Quintero, 2014).

A pesar de que los métodos de cultivos tradicionales proporcionan información relevante sobre la abundancia de microorganismos involucrados en el vermicompostaje de distintos tipos de residuos, probablemente subestima la verdadera densidad de la población microbiana, ya que muchos microorganismos son incapaces de desarrollarse en los medios de cultivos convencionales. Con las técnicas de enumeración de organismos viables se obtienen no más de 10% y hasta menos de 1% de esos valores (Alexander, 1980; Campbell, 2001).

En años recientes, el desarrollo de nuevas técnicas en microbiología ha permitido el estudio de los microorganismos presentes en diversos tipos de muestras biológicas sin necesidad de ser cultivados. Una de estas técnicas son los marcadores moleculares. Las nuevas técnicas de análisis de microorganismos, basadas en el análisis de patrones de ADN, patrones de ácidos grasos y patrones de sustratos carbonados son de gran utilidad ya que proporcionan información sobre la estructura y diversidad de las comunidades microbianas, permiten comparar entre residuos orgánicos iniciales y vermicompostados (Vargas-Machuca, 2010). Con el crecimiento de la investigación genética y la clasificación bacteriana, los marcadores moleculares son una herramienta importante para identificar especies bacterianas. El análisis del ADN contenido en una muestra, permite estudiar la diversidad biológica de los microorganismos activos, aletargados o esporulados, que la coloca como la técnica más utilizada (Weilong *et al.*, 2012; Moreno *et al.*, 2014).

Muchos estudios sobre la biodiversidad microbiana, no necesitan aislar a los microorganismos para cuantificarlos o identificarlos. En su lugar se recurre a estos marcadores moleculares para medir la biodiversidad. La literatura reciente reporta un número significativo de técnicas moleculares, alternativas, sensibles y selectivas para la detección, enumeración e identificación de microorganismos en

communities associated with vermicomposting is PCR-DGGE. It has been used to differentiate bacteria based on Sequence differences in his 16S rDNA and be used to identify new microorganisms which are rare or noncultivable or to monitor variation in microbial structure on the abundance of kinds of bacteria and fungi, with which one can identify specific taxa bacteria as Gammaproteobacteria, Betaproteobacteria, Actinobacteria and Alphaproteobacteria during vermicomposting (Hong *et al.*, 2011; Castillo *et al.*, 2013).

The use of PCR-DGGE techniques has revolutionized the knowledge about the microbial ecology of the degradation processes of organic compounds in the soil and other types of environmental samples. It allows monitoring specific microbial populations and their activities without resorting to cultivation in selective media. Using PCR-DGGE found that taxa of bacteria Actinobacteria, Betaproteobacteria, Gammaproteobacteria, Alphaproteobacteria, Firmicutes, Cyanobacteria, Bacteroidetes, Actinomycetes and Sordariomycetes, Ascomycotina, Basidiomycota and Zygomycota fungi are the dominant organisms during the process of vermicomposting plant waste cabbage, lettuce, potato peels, residues of fresh fruits and vegetables (Huang *et al.*, 2013; Huang *et al.*, 2014).

Conclusions

The vermicomposting is a biotechnology for organic waste treatment process, in which the worms and microorganisms play a central role, in addition, earthworms are considered as indicators of the sustainability of agricultural practices that farmers can use, thus optimizing the various agricultural systems.

One of the applications of the vermicompost, is in conventional agriculture, as an amendment, fertilizer or organic fertilizers, due to its agricultural qualities, which are even superior to other organic amendments. The presence of partially humid organic matter, its colloidal character and low density, give the soil exceptional physical, chemical and biological properties. The environmental problems caused by the contamination of soils by different compounds, whether organic, xenobiotic or heavy metals, is a global concern. The use of vermicompost as a biological purification technique is a viable alternative with promising environmental advantages.

Despite the various applications of the vermicompost, there are scientific activities to be developed in the future, such as the study of microbial dynamics and biodiversity, which have already been achieved, related

diferentes muestras ambientales incluyendo el vermicompostaje (Palomino-Camargo y González-Muños, 2014). Una de las técnicas mayormente utilizada para investigar las comunidades microbianas asociadas al vermicompostaje es la PCR-DGGE. Se ha utilizado para diferenciar bacterias sobre la base de las diferencias de secuencia en su rDNA 16S y ser usada para identificar nuevos microorganismos que son raros o no cultivables o para para monitorear la variación en la estructura microbiana, relativo a la abundancia de clases de bacterias y hongos, con la que se pueden identificar taxones específicos de bacterias como las Gammaproteobacteria, Betaproteobacteria, Actinobacteria y Alphaproteobacteria durante el vermicompostaje (Hong *et al.*, 2011; Castillo *et al.*, 2013).

El uso de las técnicas de PCR-DGGE, ha revolucionado el conocimiento sobre la ecología microbiana de los procesos de degradación de compuestos orgánicos en el suelo y otros tipos de muestras ambientales. Permite monitorear poblaciones microbianas concretas y sus actividades sin recurrir al cultivo en medios selectivos. Usando técnicas de PCR-DGGE han encontrado que los taxones de bacterias Actinobacteria, Betaproteobacteria, Gammaproteobacteria, Alphaproteobacteria, Firmicutes Cianobacterias, Bacteroidetes, Actinomycetes y los hongos Sordariomycetes, Ascomycotina, Basidiomycota y Zygomycota son los organismos dominantes durante el proceso de vermicompostaje de residuos vegetales de la col, lechuga, cáscara de papa, residuos de frutas y verduras frescas (Huang *et al.*, 2013; Huang *et al.*, 2014).

Conclusiones

El vermicompostaje es un proceso biotecnológico para el tratamiento de residuos orgánicos, en el que las lombrices y los microorganismos juegan un papel central, además, las lombrices de tierra se han considerado como indicadores de la sostenibilidad de las prácticas agrícolas que los agricultores pueden utilizar, optimizando de esta manera los diversos sistemas agrícolas.

Una de las aplicaciones de la vermicomposta, es en la agricultura convencional, como enmienda, abono o fertilizantes orgánicos, debido a sus cualidades agrícolas, que incluso son superiores a otras enmiendas orgánicas. La presencia de materia orgánica parcialmente humificada, su carácter coloidal y baja densidad, le proporcionan al suelo propiedades físicas, químicas y biológicas

to the identification of microorganisms with a large biotechnological potential and industrial. Recently has been considered its potential use in modern medicine, reducing blood pressure, thinning blood and dissolving blood clots in patients with stroke and heart, cure for cancer, cure for arthritis and rheumatism, as an anti-inflammatory agent, source of antibiotics and as a rich source of high quality proteins.

In consideration of the above, vermicomposting is a waste management so efficient and environmentally friendly, to a level where it can be easily stored, handled, without adverse effects on agricultural crops. It is a useful ecological technology for improving agricultural practices and soil physicochemical properties, nutritional conditions favoring crop.

End of the English version



- Antonio, C. R.; Mendoza, M. A. M.; Chávez, C. M. Y.; Rivera, A. J. L. y Cruz, G. M. J. 2011. Aprovechamiento del bagazo de piña para obtener celulosa y bioetanol. *Afinidad*. 68:38-43.
- Artavia, S.; Uribe, L.; Saborío, F.; Arauz, L. F. y Castro, L. 2010. Efecto de la aplicación de abonos orgánicos en la supresión de *Pythium myriotylum* en plantas de tiquizque (*Xanthosoma sagittifolium*). *Agron. Costarric.* 34(1):17-29.
- Asim, N.; Emdadi, Z.; Mohammad, M.; Yarmo, M. A. and Sopian, K. 2015. Agricultural solid wastes for green desiccant applications: an overview of research achievements, opportunities and perspectives. *J. Cleaner Produc.* 91:26-35.
- Atlas, R. M. y Bartha, R. 2001. *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. 4ª edición. Trad. Corzo, A.; Gabarrón, J.; García, A.; Gorostiza, A.; Montolio, M. y Rodríguez, A. Addison-Wesley, España. 677 p.
- Balakrishnan, M. and Batra, V. S. 2011. Valorization of solid waste in sugar factories with possible applications in India: A review. *J. Environ. Manag.* 92(11):2886-2891.
- Bhandarkar, B. A.; Kakde, S. A.; Sonar, S. K. and Sayyed, A. S. 2014. Vermicomposting from bagasse by using *Eudrilus eugeniae*. *Int. J. Res. Eng. Technol.* 3(9):14-19.
- Campbell, R. 2001. *Ecología microbiana*. 1ª edición. Trad. Ortega, J. J. LIMUSA. México. 268 p.
- Cardoso-Vigueros, L. y Ramírez-Camperos, E. 2006. Biodegradación de desechos de curtiduría y lodo residual por composteo y vermicomposteo. *Ingeniería Hidráulica en México*. 21(2):93-103.
- Cardoen, D.; Joshi, P.; Diels, L.; Sarma, P. M. and Pant, D. 2015. Agriculture biomass in India: Part 2. Post-harvest losses, cost and environmental impacts. *Resources, Conservation and Recycling*. 101:143-153.

excepcionales. Los problemas ambientales ocasionados por la contaminación de suelos por diferentes compuestos, ya sea orgánico, xenobiótico o metales pesados, es una preocupación global. El uso de la vermicomposta como técnica de depuración biológica, es una alternativa viable con ventajas medioambientales prometedora.

A pesar de las diversas aplicaciones que tiene la vermicomposta, existen actividades científicas a desarrollar en el futuro, como el estudio de la dinámica y biodiversidad microbiana, de la que ya se han obtenido avances, relacionados con la identificación de microorganismos con amplio potencial biotecnológico e industrial. Recientemente se ha considerado su uso potencial en la medicina moderna, en la reducción de la presión arterial, el adelgazamiento de la sangre y disolución de los coágulos de sangre en pacientes con accidentes cerebrovasculares y del corazón, cura para el cáncer, cura para la artritis y reumatismos, como agente anti-inflamatorio, fuente de antibióticos y como una fuente rica de proteínas de alta calidad.

En consideración con lo anterior el vermicompostaje es una tecnología de gestión de residuos de manera eficiente y respetuosa del medio ambiente, a un nivel que puede ser fácilmente almacenado, manipulado, sin efectos adversos en cultivos agrícolas. Es una tecnología ecológica útil para las prácticas agrícolas ya que mejora las propiedades fisicoquímicas del suelo, favoreciendo las condiciones nutricionales de los cultivos.

Literatura citada

- Abd, M. L.; Che, J. M. L.; Kamil, Y. M.; Tengku, I. T. H.; Harun, R. and Juahir, H. 2009. Influences of bedding material in vermicomposting process. *Int. J. Biol.* 1(1):81-91.
- Acosta, Y. y Paolini, J. 2005. Actividad de la enzima deshidrogenasa en un suelo Calciorthids enmendado con residuos orgánicos. *Agron. Trop.* 55(2):217-232.
- Adil, A. A. and Jaikishun, S. 2010. An investigation into the vermicomposting of sugarcane bagasse and rice straw and its subsequent utilization in cultivation of *Phaseolus vulgaris* L. in Guyana. *Am. Eur. J. Agric. Environ. Sci.* 8(6):666-671.
- Aira, M.; Monroy, F. and Domínguez, J. 2007. Earthworms strongly modify microbial biomass and activity triggering enzymatic activities during vermicomposting independently of the application rates of pig slurry. *Sci. Total Environ.* 385(1-3):252-261.
- Alexander, M. 1980. Introducción a la microbiología del suelo. 2ª edición. Traducción del inglés por Juan José Peña Cabriaes. AGT Editores. México. 491 p.
- Castillo, J. M.; Romero, E. and Nogales, R. 2013. Dynamics of microbial communities related to biochemical parameters during vermicomposting and maturation of agroindustrial lignocellulose wastes. *Bio. Technol.* 146:345-354.
- Castro, L.; Flores, L. y Uribe, L. 2011. Efecto del vermicompost y quitina sobre el control de *Meloidogyne incognita* en tomate a nivel de invernadero. *Agron. Costarric.* 35(2):21-32.
- Clive, E.; Norman, A. and Scott, G. 2006. Effects of vermicompost teas on plant growth and disease. *BioCycle.* 47(5):28-31.
- Contreras, J.; Rojas, J. y Acevedo, I. 2013. Efecto del vermicompost sobre algunas propiedades químicas y biológicas del suelo. *In: XX Congreso Venezolano de la Ciencia del Suelo.* San Juan de Los Morros, 25 al 29 de noviembre de 2013. San Juan de Los Morros, Venezuela.
- Contreras-Blancas, E.; Ruíz-Valdiviezo, V. M.; Santoyo-Tepole, F.; Luna-Guido, M.; Meza-Gordillo, R.; Dendooven, L. and Gutiérrez-Miceli, F. A. 2014. Evaluation of Worm-Bed Leachate as an antifungal agent against pathogenic fungus, *Colletotrichum gloeosporioides*. *Compost Science & Utilization.* 22(1):23-32.
- Domínguez, J.; Gómez-Brandón, M. y Lazcano, C. 2010. Propiedades bioplaguecidas del vermicompost. *Acta Zool. Mex.* 2:373-383.
- Durán, L. y Henríquez, C. 2007. Caracterización química, física y microbiológica de vermicompostas producidos a partir de cinco sustratos orgánicos. *Agron. Costarric.* 31(1):41-51.
- Edwards, A. C.; Arancon, Q. N.; Vasko-Bennett, M.; Askar, A.; Keeney, G. and Little, B. 2010a. Suppression of green peach aphid (*Myzus persicae*) (Sulz.), citrus mealybug (*Planococcus citri*) (Risso), and two spotted spider mite (*Tetranychus urticae*) (Koch.) attacks on tomatoes and cucumbers by aqueous extracts from vermicomposts. *Crop Protection.* 29(1):80-93.
- Edwards, A. C.; Arancon, Q. N.; Vasko-Bennett, M.; Askar, A. and Keeney, G. 2010b. Effect of aqueous extracts from vermicomposts on attacks by cucumber beetles (*Acalymna vittatum*) (Fabr.) on cucumbers and tobacco hornworm (*Manduca sexta*) (L.) on tomatoes. *Pedobiologia.* 53(2):141-148.
- García, I. C.; Gil, S. F.; Hernández, F. T. y Trasar, C. C. 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. Ediciones Mundi-Prensa, España. 371 p.
- Garg, V. K.; Suthar, S. and Yadav, A. 2012. Management of food industry waste employing vermicomposting technology. *Bio. Technol.* 126:437-443.
- Gómez-Brandón, M.; Lazcano, C.; Lores, M. y Domínguez, J. 2010. Papel de las lombrices de tierra en la degradación del bagazo de uva: efectos sobre las características químicas y la microflora en las primeras etapas del proceso. *Acta Zool. Mex.* 2:397-408.

- Henríquez, C.; Uribe, L.; Valenciano, A. y Nogales, R. 2014. Actividad enzimática del suelo-deshidrogenasa, β -glucosidasa, fosfatasa y ureasa-bajo diferentes cultivos. *Agron. Costarric.* 38(1):43-54.
- Hernández-Rodríguez, O. A.; López-Díaz, J. C.; Arras-Vota, A. M.; Quezada-Solís, J. and Ojeda-Barrios, D. 2012. Quality of vermicompost obtained from residues of forestry and livestock. *Sustainable Agriculture Research.* 1(1):70-76.
- Hong, S. W.; Lee, J. L. and Chung, K. S. 2011. Effect of enzyme producing microorganisms on the biomass of epigeic earthworms (*Eisenia fetida*) in vermicompost. *Bio. Technol.* 102(10):6344-6347.
- Huang, K.; Fusheng, L.; Yongfen, W.; Xiaoyong, F. and Xuemin, C. 2014. Effects of earthworms on physicochemical properties and microbial profiles during vermicomposting of fresh fruit and vegetable wastes. *Bio. Technol.* 170:45-52.
- Huang, K.; Li, F.; Wei, Y.; Chen, X. and Fu, X. 2013. Changes of bacterial and fungal community compositions during vermicomposting of vegetable wastes by *Eisenia fetida*. *Bio. Technol.* 150:235-241.
- Jack, A. L. H. 2012. Vermicompost suppression of *Pythium aphanidermatum* seedling disease: Practical applications and an exploration of the mechanisms of disease suppression. Available from ProQuest Dissertations & Theses Global. Published by ProQuest LLC. 154 p.
- Khomami, A. M. and Moharam, M. G. 2013. Evaluation of sugar cane bagasse vermicompost as potting media on growth and nutrition of *Dieffenbachia amoena* 'Tropic Snow'. *Int. J. Agron. Plant Produc.* 4(8):1806-1812.
- Madigan, M. T.; Martinko, J. M.; Dunlap, P. V. y Clark, D. P. 2009. Brock Biología de los microorganismos. 12ª edición. Trad. Barranchina, C.; García, L. C.; Berlanga, M.; Prats, M. A.; Claros, D. D.; Ruiz, A. J.; Gacto, F. M. y Ruiz-Bravo, A. Pearson Educación, España. 1259 p.
- Mainoo, N. O. K.; Barrington, S.; Whalen, J. K. and Sampedro, L. 2009. Pilot-scale vermicomposting of pineapple wastes with earthworms native to Accra, Ghana. *Bio. Technol.* 100:5872-5875.
- Martínez-Cordeiro, H.; Álvarez-Casas, M.; Loes, M. y Domínguez, J. 2013. Vermicompostaje del bagazo de uva: fuente de enmienda orgánica de alta calidad agrícola y de polifenoles bioactivos. *Recursos Rurais.* 9:55-63.
- Masciandaro, G.; Bianchi, V.; Macci, C.; Doni, S.; Ceccanti, B. and Iannelli, R. 2010. Potential of on-site vermicomposting of sewage sludge in soil quality improvement. *Desalination and Water Treatment.* 23(1-3):123-128.
- Meiyan, X.; Xiaowei, Li.; Jian, Y.; Zhidong, H. and Yongsun, Lu. 2012. Changes in the chemical characteristics of water-extracted organic matter from vermicomposting of sewage sludge and cow dung. *J. Hazardous Materials.* 205-206(29):24-31.
- Moreno, J.; Moral, R.; García, M. J. L.; Pascual, J. A. y Bernal, M. P. 2014. Vermicompostaje: Procesos, productos y aplicaciones. Recursos orgánicos: aspectos agronómicos y medioambientales. Colección: de residuo a recurso. El camino hacia la sostenibilidad. Ediciones Mundi-Prensa, España. 176 p.
- Navarro, P.; Moral, H.; Gómez, L. y Mataix, B. 1995. Residuos orgánicos y agricultura. Espagrific. Edición electrónica. Universidad de Alicante. 155 p.
- Nigam, P. S.; Gupta, N. and Anthwal, A. 2009. Pre-treatment of agroindustrial residues. Chapter 2:13-33. *In: biotechnology for agro-industrial residues utilisation.* Nigam, P. S. and Pandey, A. (Eds.). Springer Science+Business Media B.V. 466 p.
- Palomino-Camargo, C. y González-Muñoz, Y. 2014. Técnicas moleculares para la detección e identificación de patógenos en alimentos: ventajas y limitaciones. *Rev. Perú. Med. Exp. Salud Pública.* 31(3):535-546.
- Polo, H. A. M.; Marcano, L. y Martínez, R. 2012. Evaluación de la calidad del humus producido por *Eisenia andrei* a partir de tres sustratos orgánicos. *Bol. Centro Invest. Biol.* 46(3):263-282.
- Ponmani, S. and Udayasoorian, C. 2014. Enzyme activities and microbial dynamics of vermicompost of papermill sludge by the earthworm species - *Eudrilus eugeniae*. *Int. J. Current Res.* 6(11):9952-9958.
- Quintero, L. R. 2014. Poblaciones microbianas, actividades enzimáticas y sustancias húmicas en la biotransformación de residuos. *Terra Latinoam.* 32:161-172.
- Quintero-Lizaola, R.; Ferrera-Cerrato, R. y Etchevers-Barra, J. D. 2005. Manual para la medición de actividades enzimáticas en compost y vermicompost. Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas. Montecillo, Estado de México, México. 51 p.
- Rama, L. Ch. S., P.; Chandrasekhar, R. P.; Sreelatha, T.; Madhavi, M.; Padmaja, G. and Sireesha, A. 2014. Changes in enzyme activities during vermicomposting and normal composting of vegetable market waste. *Agric. Sci. Digest.* 34(2):107-110.
- Ramos, A. C. 2006. Los residuos en la industria farmacéutica. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas.* 37(1):25-31.
- Raphael, K. and Velmourougane, K. 2011. Chemical and microbiological changes during vermicomposting of coffee pulp using exotic (*Eudrilus eugeniae*) and native earthworm (*Perionyx ceylanesis*) species. *Biodegradation.* 22:497-507.
- Ravindran, B.; Contreras-Ramos, S. M. and Sekaran, G. 2015. Changes in earthworm gut associated enzymes and microbial diversity on the treatment of fermented tannery waste using epigeic earthworm *Eudrilus eugeniae*. *Ecol. Eng.* 74:394-401.
- Rodríguez, M. R.; Alcantar, G. E. G.; Iñiguez, C. G.; Zamora, N. F.; García, L. P. M.; Ruiz, L. M. A. y Salcedo, P. E. 2010. Caracterización física y química de sustratos agrícolas a partir de bagazo de agave tequilero. *Interciencias.* 35(7):515-520.

- Singh, D. and Suthar, S. 2012a. Vermicomposting of herbal pharmaceutical industry solid wastes. *Ecol. Eng.* 39:1-6.
- Singh, D. and Suthar, S. 2012b. Vermicomposting of herbal pharmaceutical industry waste: earthworm growth, plant-available nutrient and microbial quality of end materials. *Bio. Technol.* 112:179-185.
- Sreekanth, K.; Vishal, G. N.; Raghunandan, H. V. and Nitin, K. U. 2014. A review on managing of pharmaceutical waste in industry. *Int. J. PharmTech Res.* 6(3):899-907.
- Subramanian, S.; Sivarajan, M. and Saravanapriya, S. 2010. Chemical changes during vermicomposting of sago industry solid wastes. *J. Hazardous Materials.* 179(1-3):318-322.
- Suthar, S.; Mutiyarb, P. K. and Singh, Z. 2012. Vermicomposting of milk processing industry sludge spiked with plant wastes. *Bio. Technol.* 116:214-219.
- Vargas-Machuca, R. N.; Domínguez, M. J. y Mato de la Iglesia, S. 2008. Vermicompostaje. In: compostaje. Moreno, C. J. y Moral, H. R. (Edit.). Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España. 570 pp.
- Vargas-Machuca, R. N. 2010. Vermicompostaje en el reciclado de residuos agroindustriales. In: XII Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo. Santo Domingo, 17-19 de noviembre del 2010. Santo Domingo de los Tsáchilas, Ecuador.
- Weilong, L.; Lv, L.; Asaduzzaman, K. M. and Feizhou, Z. 2012. Popular molecular markers in bacteria. *Mol. Gen. Microbiol. Virol.* 27(3):103-107.
- Yuxiang, C.; Quanguo, Z.; Yufen, Z.; Jing, C.; Dongguang, Z. and Jin, T. 2015. Changes in fibrolytic enzyme activity during vermicomposting of maize stover by an anecic earthworm *Amyntas hupeiensis*. *Polymer Degradation and Stability.* 120:169-177.

CAPITULO IV

Artículo 3

Infrared spectroscopy of humic substances from vermicomposts of agroindustrial organic waste

Espectroscopia infrarroja de sustancias húmicas de vermicompost de residuos orgánicos agroindustriales

Victor Manuel VILLEGAS, José Ramón LAINES, José Aurelio SOSA, Rafael HERNÁNDEZ, Mark ZAPPI, Alejandra E. ESPINOSA DE LOS MONTEROS.

Infrared spectroscopy of humic substances from vermicomposts of agroindustrial organic waste

Espectroscopia infrarroja de sustancias húmicas de vermicompost de residuos orgánicos agroindustriales

Victor Manuel VILLEGAS¹, José Ramón LAINES^{†2}, José Aurelio SOSA³, Rafael HERNÁNDEZ⁴, Mark ZAPPI⁵, Alejandra E. ESPINOSA DE LOS MONTEROS^{6†}.

Corresponding author: jose.laines@ujat.mx; josra_2001@yahoo.com.mx. Cell phone: (+52) 9931776463. DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/ing.investig.vxxnx.xxxx>

ABSTRACT

Agro-industrial production processes generate different types of waste, which can negatively impact the environment if not disposed of correctly. Vermicomposting can be a low-cost, and environmentally friendly solution. In this study, unconventional local agro-industrial waste (CB, CS and PP) was pre-composted and later composted with *Eisenia foetida* for 90 days. As a goal, vermicompost was assessed chemically at the end of the process, were evaluated pH, EC, ICC, TOC, NT, and C/N ratio. Likewise, HA and HF have been determined by FTIR. As regards pH, pre-composting and vermicomposting were able to stabilize it at values very close to neutrality. The EC was higher than 8 dSm⁻¹, which can affect the ion equilibrium of earthworms. The CIC had acceptable values that indicated a stabilized residue. The percentage of TOC was higher than the Mexican standard because of the high level of lignocellulosic matter. The percentage of TN was within the acceptable range for finished vermicompost. The C/N ratio showed that vermicompost exhibits an adequate degree of stabilization and maturity. The IR spectra of HA, unlike spectra HF, exhibited functional groups of moistened and mature vermicomposts. Vermicompost facilitates the transformation of organic agro-industrial waste into a stable substance in the soil.

Keywords: *Eisenia foetida*, humic acids, FTIR, fulvic acids, Vermicomposting.

RESUMEN

Los procesos de producción agroindustriales generan diversos tipos de residuos, que pueden tener un impacto negativo en el ambiente si no se disponen adecuadamente. La revalorización por vermicompostaje puede ser una alternativa ecológica y de bajo costo. En este estudio, residuos agroindustriales locales no convencionales (BC, CC y CP), fueron precompostado y posteriormente vermicompostado con *Eisenia foetida*, durante 90 días. Como objetivo, se evaluó químicamente la vermicomposta al final del proceso, para ello, se determinaron pH, CE, CIC, COT, NT y la relación C/N, AH y AF por FTIR. Con respecto al pH, tanto el precompostaje como el vermicompostaje lograron estabilizarlo a valores muy cercanos a la neutralidad, la CE estuvo por arriba de los 8 dSm⁻¹, lo que puede afectar el equilibrio iónico en las lombrices, la CIC presentó valores aceptables que indican estabilización del residuo, el porcentaje de COT se encontró por encima de lo que establece la norma mexicana, probablemente debido al alto contenido lignocelulósico, el porcentaje de NT se encontró dentro los límites aceptables para una vermicomposta terminada, y la relación C/N mostró que la vermicomposta tiene un grado de estabilización y madurez adecuada. Los espectros IR de los AH, a diferencia de los AF presentaron grupos funcionales característicos de vermicompostas humificadas y maduras. El vermicompostaje facilita la transformación de residuos orgánicos agroindustriales en una sustancia estable para el suelo.

Palabras claves: *Eisenia foetida*, ácidos húmicos, FTIR, ácidos fúlvicos, vermicompostaje.

Received: January __th 20xx

Accepted: January __th 20xx

Introduction^{1 2}

Agricultural and animal production systems generate large volumes of organic waste during the growing, harvesting, processing, and marketing phases (Yan *et al.*, 2021; Uche *et al.*, 2018). These residues, by not receiving treatment for their final disposal, cause problems in landfills and the environment (Saval,

2012; López and Sainz, 2011; Bernal and Gondar, 2008). Despite the environmental problems, this organic waste can contribute to the development of markets and sources of green employment, by converting it into food, fertilizers, bioproducts and bioenergy, valuing biomass resources and promoting the circular economy (Duque *et al.*, 2020; Sharma and Yadav, 2017). In Tabasco, Mexico, there are three major agribusiness crops, sugarcane, cocoa, and

pineapple (SIAP, 2018). As a result of its production and processing, this agro-industry generates organic waste with great potential to be converted into organic fertilizers and other products of interest. Vermicomposting is a biotechnological process that is based on the detritivores habits of earthworms, and the action of microorganisms present in the process, both of which accelerate the decomposition and stabilization of organic waste (Garg *et al.*, 2012; Mamani *et al.*, 2012; Hait and Tare, 2011; Vig *et al.*, 2011). When these residues enter the digestive tract of the worms, they undergo an enzymatic transformation associated with the intestine and the endosymbiotic microorganisms that contribute to their degradation, converting the organic material into vermicompost and stabilized substances such as humic acids (HA), fulvic acids (FA) and humics (H) (Costa *et al.*, 2015; Aira *et al.*, 2007).

Humic substances (SH) are the fraction of stabilized organic matter, formed by the gradual biochemical transformation of labile Biomolecular and aliphatic structures, which are polymerized and condensate due to microbial degradation and synthesis. These are colloidal in nature and have various functional groups which enable them to act as polyelectrolytes of weak acids and be reaction sites with different chemical agents (Gallardo, 2017; Guridi *et al.*, 2017; Huelva *et al.*, 2013; Labrador, 2002). These organic compounds have advantages for agriculture. They regulate growth and help plants absorb nutrients, control seed germination, act on photosynthesis and energy metabolism, and even delay the activity of certain enzymes. Its bioactivity relates to a higher content of nitrogenous groups in its structure, which gives it a physical, chemical, and biological effect on the soil, influencing the mobility of organic compounds and contaminants. Humic substances have attracted interest in agriculture because of the advantages for crops and sustainable production (Reyes *et al.*, 2017; Canellas and Olivares, 2014; Sivananthi and Arockia, 2014; Basilio and Galba, 2012). The chemical and bioactive properties of humic substances in plants are related to the chemical quality of the original organic waste and the vermicomposting process itself. In this sense, the molecular characterization of the HA and AF, can be a criterion to evaluate the quality of the humified product, and its application in agriculture (Balmori *et al.*, 2014). In recent years, various instrumental methods have been developed to determine the nature and chemical composition of HS, applying analytical, chemical and spectroscopic techniques, such as UV-visible, NMR, Py-GC/MS, FTIR and THM (Rajashankar *et al.*, 2017; Dores-Silva *et al.*, 2015; Martínez *et al.*, 2013; González *et al.*, 2011).

The purpose of this research was to chemically characterize the vermicomposting of sugarcane bagasse, cocoa shell and pineapple shell. Analyze the functional groups of the HA and FA extracted from the vermicompost, by means of infrared spectrophotometry. The promotion of vermicomposting as a conversion alternative favors organic farming and sustainable production in rural areas.

2. Materials and Methods

For this study, the vermicomposts were prepared using sugarcane bagasse organic waste (CB) supplied by the sugar mill "Presidente Benito Juárez", Cárdenas, Tabasco. Pineapple peel (PP) was supplied by Frex Port enterprise in Huimanguillo, Tabasco and the cocoa shell (CS) was collected from a cocoa farm in Ejido El Carmen, Jalpa de Méndez, Tabasco, México. The organic material was processed in the pilot plant of Atmospheric and Solid Waste Treatment, and the Waste Collection and Treatment Center, of the División Académica de Ciencias Biológicas, de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, México.

For this study, organic residues being considered non-conventional material (Moreno *et al.*, 2014), underwent a pre-composting process; four months for sugarcane bagasse; three months for cocoa husk, and 20 days for pineapple peel to ensure suitable conditions for worms during vermicomposting (Acosta *et al.*, 2013). At the end of pretreatment and before vermicomposting, a C/N relation change was made for the three wastes, using as a carbon source the leaf litter of *Ficus microcarpa*, and as a nitrogen source, the cattle rumen content, to start the process with a C/N ratio of 30:1.

For the vermicomposting of the waste, juvenile, pre-adult and adult worms of the species *Eisenia foetida* were used more a blank without worms (12 experimental units). Each residue (CB, PP y CS) were placed in a concrete bedding of 49x25.5x43 cm in length, width, and height, respectively, an average of 2.5 kg of residue was added on a wet basis and inoculated with 10 g of biomass of each size of worm (Kui *et al.*, 2014) as follow:

- a) NW/CB= No Earthworms/Cane Bagasse; NW/CS= No Earthworms/Cocoa Shell; NW/PP= No Earthworms/Pineapple Peel.
- b) JUV/CB= Juvenile Earthworms/Cane Bagasse; JUV/CS= Juvenile Earthworms/Cocoa Shell; JUV/PP= Juvenile Earthworms/Pineapple Peel.
- c) PA/CB= Preadult Earthworms/Cane Bagasse; PA/CS= Preadult Earthworms/Cocoa Shell; PA/PP= Preadult Earthworms/Pineapple Peel.
- d) AD/CB= Adult Earthworms/Cane Bagasse; AD/CS= Adult Earthworms/Cocoa Shell; AD/PP= Adult Earthworms/Pineapple Peel.

The vermicomposting experiment lasted for three months, maintaining a humidity between 70 and 80%. At the end of the process, the earthworms were separated from the vermicomposts, the material was dried in the shade, ground and sieved through a 1 mm mesh opening.

For the vermicompost chemical characterization, it was determined pH, total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN, Kjeldahl method), carbon-nitrogen relation (C/N), electric conductivity (EC), cationic interchange capacity (CEC, ammonium acetate), using the criteria of the NMX-FF-109-SCFI-2008 (DOF, 2008). The extraction of HA and FA was performed by the method of Kononova and Belchikova (1961). The quantification of organic carbon in HA and FA was performed by wet combustion and colorimetry of Walkley and Black modified (Walinga *et al.*, 1992). The chemical characterization of HA and FA vermicomposts was performed by infrared Spectrum according to Palanivell *et al.* (2013) FTIR spectra were analyzed using a Fourier-transform infrared spectrophotometer (Jasco 4700). Samples were ground with KBr (1:100 w/w) also for HA and FA. The spectra were measured in transmittance mode from scans over 400 and 4000 cm^{-1} range. All bands were analyzed with the software Essential FTIR v3.50.169 (Operant LLC).

3. Results and discussion

3.1. Vermicompost chemical characterization

The vermicomposting chemical parameter results obtained from CB, CS, PP, and three different sizes of *E. foetida* are presented in Table 1. One factor that affects the vermicomposting process is pH, which value depends on the value presented in the initial residue. Nevertheless, residues used in this work were stabilized,

reaching values close to neutrality, which means an organic material biological equilibrium (Dores-Silva et al., 2015). The pH fluctuated between 6.9 and 8.2, values that are within the range that guarantees the activity and earthworms reproduction. Moreno et al. (2015) and Schuldt (2006), consider that the optimal pH for the process should range between 6.0 and 8.0, although earthworms can accept a pH of 5.0 to 8.4 (Edwards et al., 1998).

Table 1. Chemical Characteristics of Vermicomposts Obtained From CB, CS y PP With *E. foetida*.

| Vermi compost | pH | EC (dS m ⁻¹) | CEC (Cmol kg ⁻¹) | TOC (%) | TN (%) | C/N Relation |
|---------------|-----------|--------------------------|------------------------------|------------|-----------|--------------|
| NW/CB | 8.01±0.26 | 5.56±0.27 | 49.41±1.58 | 32.44±0.29 | 1.40±0.04 | 23.33±0.67 |
| NW/CS | 7.33±0.30 | 8.64±0.43 | 75.77±3.00 | 38.78±0.14 | 2.26±0.23 | 17.67±1.76 |
| NW/PP | 6.95±0.17 | 11.56±0.95 | 64.00±1.93 | 41.39±0.14 | 2.54±0.14 | 16.33±0.88 |
| JUV/CB | 6.87±0.03 | 10.48±0.17 | 57.60±0.00 | 36.48±0.73 | 1.60±0.01 | 22.67±0.33 |
| JUV/CS | 7.02±0.01 | 11.56±0.91 | 77.12±2.73 | 41.55±0.78 | 1.71±0.04 | 24.33±0.88 |
| JUV/PP | 6.98±0.03 | 12.06±0.78 | 68.60±1.39 | 41.17±0.76 | 2.08±0.01 | 19.67±0.33 |
| PA/CB | 7.55±0.08 | 6.77±0.78 | 54.27±1.88 | 35.99±0.60 | 1.49±0.06 | 24.33±1.45 |
| PA/CS | 8.05±0.48 | 8.71±0.31 | 82.75±0.48 | 39.79±0.62 | 2.19±0.11 | 18.00±1.00 |
| PA/PP | 7.83±0.13 | 10.67±0.49 | 69.12±2.87 | 41.23±0.55 | 2.11±0.23 | 20.00±2.00 |
| AD/CB | 7.61±0.23 | 5.33±0.99 | 52.42±0.78 | 35.73±0.86 | 1.82±0.07 | 19.67±0.33 |
| AD/CS | 7.79±0.21 | 6.80±1.20 | 81.28±1.46 | 40.40±0.56 | 2.11±0.06 | 19.33±0.88 |
| AD/PP | 7.17±0.24 | 8.07±0.89 | 67.13±1.72 | 39.89±0.34 | 2.31±0.13 | 17.67±1.20 |

Another important factor is the EC, which measures the quantity of salt produced during the process (Hernández et al., 2011). It is related to the salt liberations, inorganic ions, and ammonium compounds (Natchimuthu et al., 2019). In this study, EC vermicomposting values increased except for the treatment of AD/CB (5.33±0.99), followed by NW/CB (5.56±0.27), which represent the lowest values. The EC fluctuation in products is linked with the organic material mineralization and degradation, which leads to an increase in the salt concentration, and may be affected by the generation of lixiviated during the irrigation (Bernal and Gondar, 2008; Sudkolai and Nourbakhsh, 2017; Villacis-Aldaz, 2016; Sánchez et al., 2001; Edwards, 1988). When the salt concentration is high, the equilibrium of the ionic composition of worms' intern fluids. Values less than 8 dS m⁻¹ are adequate for worms during vermicomposting (Moreno et al., 2014; Hughes et al., 2009). In most of the treatments except NW/CB, PA/CB, and AD/CS, the founded values were over 8 dS m⁻¹, this could be related to the fact that during composting, the irrigation system was controlled to maintain the adequate humidity for worms.

This procedure did not generate lixiviate, which includes the salt and ammonium elimination during vermicompost wash (Edwards, 1988, Dominguez and Edwards, 2011). For the CEC, it was found that all treatments presented concentrations among the established values by the Mexican norm (DOF, 2008), and it corresponds to the 40 Cmol kg⁻¹, consider an acceptable value. An increase in the organic material and the functional group dissociation gives an increase of CEC. Which is a residues stabilization indicator (Bernal and Gondar, 2008; Bernal et al., 1998). High values of CEC indicate higher retention capacity and cationic interchange in the soil solution (Moreno et al., 2014; Paredes et al., 2002). The CEC that is absorbed by vermicomposting and is available for plants when used in soil. It is considered a property that shows the stability grade and maturity of vermicomposting. This property increases soil's fertility when it is used as fertilizer (Dores-Silva et al., 2015).

The TOC reduction in vermicomposting is related to microbial respiration, and it is reflected in a higher mineralization rate (Paredes et al., 2002). In this study, the lowest TOC value was observed for the NW/CB treatment with 32.44%±0.29 and the highest for the JUV/CS with 41.55%±0.78, which is reflected in the partial mineralization of the residue and the neoformation of organic compounds, which are precursors of humic substances (Gallardo, 2017; Wu et al., 2016). Usually, during vermicomposting, a decrease in organic carbon from 10 to 55% is observed, which shows the mineralization of organic matter by the activity of microorganisms and earthworms, while the non-mineralized fraction is humified, polymerized, and poly condensed (Moreno et al., 2014). The TOC values observed in this study are close to those reported by Pramanik et al. (2016), who mentions that by vermicomposting tea pruning with bovine manure, TOC can be reduced by between 32.2 and 52.8%. Thomas et al. (2019) mention that the percentages of TOC in the products of the vermicomposting of unconventional residual biomass are between 16.28 and 31.22%.

According to the Mexican standard criteria (DOF, 2008), the TOC percentage at the end of vermicomposting should be between 11.6 and 29%. High TOC values are because of the chemical nature of the unconventional residue, especially the lignocellulosic content that can influence the degradation of the residue, so it requires a longer time of fragmentation and degradation by earthworms and microorganisms (Maeda et al., 2011). The presence of lignocellulolytic microorganisms, and nitrogen as a nutrient, are important for degrading material high in lignin and cellulose (Parthasarathi et al., 2016; Huang et al., 2014).

Regarding TN, the lowest value was observed for the NW/CB treatment with 1.40%±0.04, while the AD/PP treatment resulted in the highest percentage (2.31%±0.13) at the end of the process. TN concentration in the stabilized residue is related to the chemical composition of the used residues, and it is a factor that should have been considered determining the agronomic value (Maeda et al., 2011; Bernal and Gondar, 2008; Sánchez et al., 2001). For the CB residue, it was observed that in all treatments the TN is lower with respect de CS and PP residues, this is related to the chemical composition, being a residue of high C/N ratio. For low C/N ratio residues, it has been reported that an increase in TN can be attributed to the use of organic matter by microorganisms and earthworms, improving nitrogen mineralization (Khwanchai and Kanokkorn, 2018; Atiyeh et al., 2000; Edwards and Lofty, 1977). Also, to the excretion of ammonia, urea, or uric acid and even to the secretion of mucoproteins by epidermal glands of the earthworm (Masaguer and Benito, 2008). Regarding the TN values obtained in this study, there is a coincidence with those reported by Parthasarathi et al. (2016), who found TN percentages between

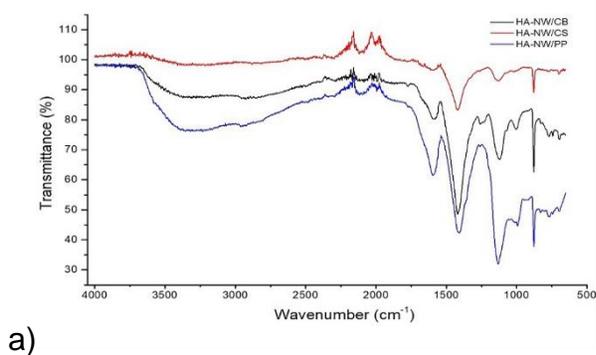
1.09 and 2.49 in the vermicomposting of lignocellulosic residues of cashew litter and cow dung, and slightly higher than those found by Khwanchai and Kanokkorn (2018), which fluctuated between 1.09 and 1.10% of TN when vermicomposting agricultural residues with animal excreta. Within the specifications established by the Mexican standard (DOF, 2008), the required TN value for a finished vermicompost is from 1 to 4%, values reported in this study.

The C/N ratio is a factor that influences the grade of stabilization of the organic waste (Yin and Schuchardt, 2010). Monitoring of this parameter allows for managing the degradation time, there is a decrease in organic carbon and an increase in the level of nitrogen because of the weight loss of the waste. The treatments that showed a low relationship were those that presented a high percentage of nitrogen (Table I). The lowest ratio was presented in the NW/PP treatment (16.33 ± 0.88) and the highest in the JUV/CS treatments (24.33 ± 0.88), and PA/CB (24.33 ± 1.45). Some suggest that vermicomposts with a C/N ratio of less than 20 show an acceptable grade of stabilization and maturity (Moreno *et al.*, 2014; Hait and Tare, 2011; DOF, 2008; Kumar *et al.*, 2016). High values imply little microbial activity in which the nitrogen present is not enough to stimulate it (Brust, 2019; Helal *et al.*, 2011), this causes a slower decomposition of the residue, so the time required for its degradation is longer, especially for high carbon residues (Senesia and Loffredo, 1999).

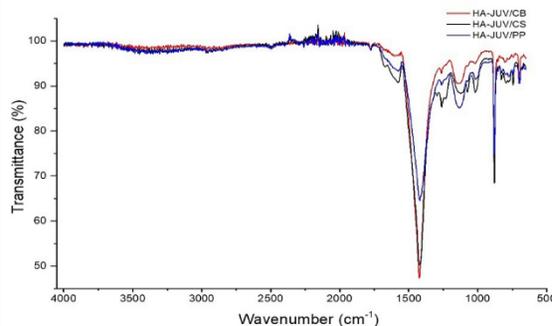
3.2. FTIR characterization of HA and FA

3.2.1. Humic acids

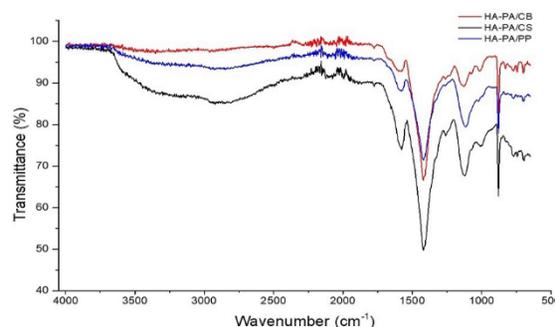
The distinctive functional groups of HS extracted from vermicomposts can be considered typical fingerprints in FTIR spectra (Senesia *et al.*, 2003). The FTIR spectra of HA and FA obtained from the vermicomposting of CB, CS, and PP with *E. foetida* in different sizes, are shown in Figure 1 (a, b, c, d). As far as the IR spectra of the humic fraction were concerned, these were similar in the three types of residues, with typical bands distinguishing humic materials (Soto *et al.*, 2019; Lguirati *et al.*, 2005).



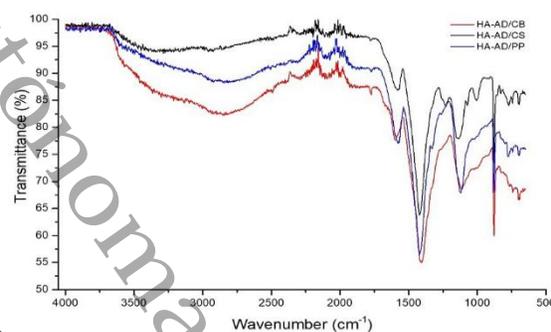
a)



b)



c)



d)

Figure. 1. FTIR Spectra of extracted HA from unconventional organic waste vermicompost.

a) NW/CB= No Earthworms/Cane Bagasse; NW/CS= No Earthworms/Cocoa Shell; NW/PP= No Earthworms/Pineapple Peel.

b) JUV/CB= Juvenile Earthworms/Cane Bagasse; JUV/CS= Juvenile Earthworms/Cocoa Shell; JUV/PP= Juvenile Earthworms/Pineapple Peel.

c) PA/CB= Preadult Earthworms/Cane Bagasse; PA/CS= Preadult Earthworms/Cocoa Shell; PA/PP= Preadult Earthworms/Pineapple Peel.

d) AD/CB= Adult Earthworms/Cane Bagasse; AD/CS= Adult Earthworms/Cocoa Shell; AD/PP= Adult Earthworms/Pineapple Peel.

In the HA spectra of composted waste without worms (Figure 1a), the main absorption bands are in the regions 3500-3200 cm^{-1} and are related to the stretching of OH groups bound to H for CB and PP; for PP in the region of 3386 cm^{-1} there is a stretching of the N-H group associated with the amines presence (Martínez *et al.*, 2013); between regions 3000 and 2800 cm^{-1} appear bands linked to the aliphatic stretch bond C-H, for CB and PP; in the region

2100-2000 cm^{-1} there are bands with group C=O carbonyl metal for CB; for the region 1770 cm^{-1} there is a stretch of group C=O associated with COOH compounds for CB and PP; the presence of a band in the region 1620 - 1600 cm^{-1} for PP, is attributed to both the aromatic C=C stretch and the symmetrical stretching of the COO⁻ ion (Senesi, 2003); in the region 1595 cm^{-1} there is a stretch of the C-N group associated with the amino compounds; around the region 1420 cm^{-1} (aromatic C-C), similar bands are observed for all residues, with an increase in intensity in PP and CB, which is related to the development of humification (Soumia *et al.*, 2003).

Figure 1b presents FTIR spectrum of CB, CS and PP of HA composted with juvenile worms. In the region 1775 cm^{-1} , there is a band related to the C=O stretch of the aliphatic aldehyde group; in the 1570 cm^{-1} region, C=O stretch vibrations can be seen in quinone compounds, ketone acids and primary amides, as well as stretching in C=N in secondary amides (Klucáková *et al.*, 2018; Bernoux and Cerri, 2005); for the region of 1400 cm^{-1} , intense bands related to the stretching of the C-C bond in aromatic compounds are observed.

For HA composted residues FTIR spectra with pre-adult *E. foetida* (Figure 1c), the presence of bands with vibrations corresponding to the O-H stretching of alcohol groups, and C-H of the aldehyde group, is shown in the range of 3100 and 3000 cm^{-1} for CS and with less intensity in PP; In the region 1775 cm^{-1} , a band related to the C=O stretching of the aliphatic aldehyde group is present, which is more visible for CB and CS; for the 1586 and 1577 cm^{-1} region, vibrational stretching bands are observed in the C=O group in aliphatic aldehydes, and in C=C in aromatic compounds, with greater intensity for CS, and to a lesser extent for PP and CB (Senesi *et al.*, 2003; Giovanela *et al.*, 2004); in the 1420 and 1419 cm^{-1} region, the most intense bands of all the analyzed spectra are observed, these bands correspond to vibrational stretching of the C-O groups of phenols and C-H deformation in aliphatics (Klucáková, 2018).

FTIR spectra of the HA of CB, CS and PP with adult worms are shown in Figure 1d. A broad band is observed in the 2842 cm^{-1} region, which corresponds to vibrational stretching in O-H of alcohols, and C-H of symmetric aliphatic compounds; in the 1578 cm^{-1} region a band of stretching of the C=C bond is observed which is associated with secondary amide compounds, and C=O in ketones, quinones and amides (Klucáková, 2018), this band is more intense for CB and PP; The most pronounced bands are observed in the 1400 - 1421 cm^{-1} region, corresponding to phenolic O-H groups, asymmetric COO⁻ stretching and aromatic ring stretching (Guanqun *et al.*, 2020).

3.2.2. Fulvic acids

The FA are composed of an organic mixture of small molecules and are, together with HA, the most important components of soil organic matter, sediments, and dissolved organic matter. They exhibit a diversity of functional groups that makes an accurate understanding difficult (Machado *et al.*, 2020; Emad *et al.*, 2019). The FTIR spectra of the AFs in the residues evaluated showed similarities, and, like the HAs, they present functional groups that are characteristic of humic compounds (Samios *et al.*, 2007). IR spectra for HF are shown in Figure 2 (A, B, C, D).

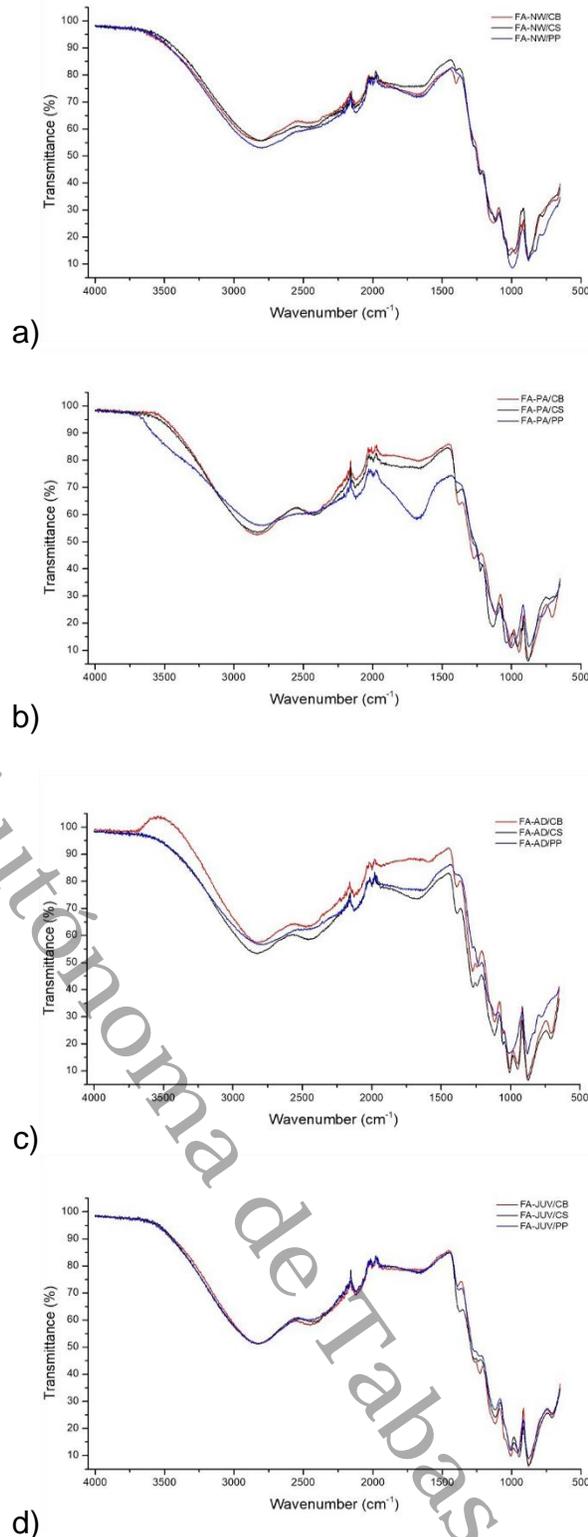


Figure 2. FTIR spectra of extracted FA from unconventional organic waste vermicompost.

A) NW/CB= No Earthworms/Cane Bagasse; NW/CS= No Earthworms/Cocoa Shell; NW/PP= No Earthworms/Pineapple Peel.
 B) JUV/CB= Juvenile Earthworms/Cane Bagasse; JUV/CS= Juvenile Earth-worms/Cocoa Shell; JUV/PP= Juvenile Earthworms/Pineapple Peel.

C) PA/CB= Preadult Earthworms/Cane Bagasse; PA/CS= Preadult Earth-worms/Cocoa Shell; PA/PP= Preadult Earthworms/Pineapple Peel.

D) AD/CB= Adult Earthworms/Cane Bagasse; AD/CS= Adult Earth-worms/Cocoa Shell; AD/PP= Adult Worms/Pineapple Peel.

Figure 2a present the FA spectra collected from composted CB, CS and PP residues in the absence of earthworms. For the 2823-2500 cm^{-1} region, a not very intense band is presented that can be attributed to the asymmetric C-H stretching of $-\text{CH}_3$ groups and O-H stretching in carboxylic acids; in the region comprising 1638 cm^{-1} , the FTIR spectra present bands related to the stretching of the C=O group of aromatic aldehydes (Giovanela *et al.*, 2004), and of antisymmetric stretching vibration of COO- (Andjelkovic *et al.*, 2006); for the 972 cm^{-1} region, the most intense bands are observed in the spectra for the three residues, these bands can be attributed to stretching of the C-O, C-H group of aromatic compounds, corresponding to polysaccharides and carbohydrates (Marouani *et al.*, 2019).

In the case of the FA corresponding to the waste composted with juvenile earthworms (Figure 2b), it is observed that the spectra are like those of Figure 2a. The presence of important bands in the region of 2827, 1655, 1007 and 996 cm^{-1} is perceived. The last two bands are appreciated with less intensity with respect to the spectra of the previous Figure. The bands in these spectra are because of stretching of C-H in methyl groups, O-H in carboxylic acids, C=O of aldehydes, COO- and the presence of aromatic compounds corresponding to polysaccharide structures (C-O, C-H).

For FA's spectra obtained from waste vermicompost with pre-adult worms (Figure 2c), characteristic bands are noticed like the spectra analyzed previously. For the region 2857-2836 cm^{-1} , bands are observed, product of asymmetric C-H stretching of $-\text{CH}_3$ and $-\text{CH}_2$ group in aliphatic chains (Schnitzer, 1982); in the region 1683 cm^{-1} , a pronounced band is observed for the PP residue. This corresponds to C=C stretching of aromatic aldehydes (Giovanela *et al.*, 2004); for the 1391-1378 cm^{-1} region, pronounced bands are detected for residues CS and PP, these bands correspond to O-H deformations and C-O stretching of phenolic groups, C-H deformation of $-\text{CH}_2$ and $-\text{CH}_3$ groups, and antisymmetric stretching of COO- (Samios *et al.*, 2007); in the region corresponding to 1271 cm^{-1} , a more pronounced band is observed for CS, in comparison with the rest of the residues, it may relate this to C-O stretching and OH deformations in COOH groups (Schnitzer, 1982).

The FA' FTIR spectra obtained from the composting of unconventional waste with adult earthworms (*E. foetida*) are exhibited in Figure 2d. In the figure it is observed that in the region 2824 cm^{-1} there is an asymmetric C-H stretching, related to $-\text{CH}_3$, $-\text{CH}_2$ and aliphatic compounds (Moraes *et al.*, 2011); bands in the region of the spectrum 1655 cm^{-1} associated with C=C stretching in amides and C=O in quinones, ketones and amides (Antunes *et al.*, 2019); the band situated in the region 1390 cm^{-1} , is associate to aliphatic C-H deformation present in cellulose and hemicellulose compounds (Fuentes *et al.*, 2007); the presence of bands in the region 1236 and 1120 cm^{-1} , can be attributed to C-O stretching and O-H deformation of COOH, these are considered within the polysaccharide group and are not part of aromatic structures (Fuentes *et al.*, 2007; Jenn and Shang, 1999); for the region 1005 cm^{-1} , bands related to C-O stretching of polysaccharides or polysaccharides linked to substances are observed (Samios *et al.*, 2007); for the region around 950 and 876 cm^{-1} , two bands were observed, corresponding to C-O stretching,

aromatic C-H corresponding to polysaccharides and carbohydrates (Suman *et al.*, 2020).

According to Mondragón (2020), the 1500-600 cm^{-1} region of the FTIR spectrum is complex, due to the presence of a combination of elongation vibrations and bending. Because of this, each compound has a series of characteristic bands in this region, calling this sector of the spectrum fingerprint. For the HS compounds evaluated in this work, both the HA and FA FTIR spectra share the same characteristics.

From the analysis of HA and FA spectra of vermicomposts, obtained from non-conventional residues (CB, CS and PP), it is mentioned that there was a predominance of ketone ($-\text{C}=\text{O}$), phenolic ($\text{C}_6\text{H}_5\text{-OH}$) and alcoholic ($\text{C}_2\text{H}_5\text{-OH}$), COOH, COO-, amide (CONH_2), and aromatic (Φ) functional groups, compounds considered characteristic of humic substances (Gallardo, 2017; Giovanela, 2004); It was found in the HA's FTIR spectra very intense bands around 1600-1400 cm^{-1} , implying a high COO-capacity. The higher intensity of the bands in the FTIR spectra of HA in this region indicates that HA is more aromatic, whereas, in FA, these bands were absent, and therefore they are more aliphatic (Antunes *et al.*, 2019). The higher intensity of these bands indicates the presence of C=O groups, related to COOH, aldehydes, esters and ketones, aromatic structures, phenolics, and quinones. This shows an increase in oxidized aromatic compounds, and poly condensates (Fuentes *et al.*, 2007). Poly condensed compounds are aromatic structures like lignin that are linked to peripheral peptide and lipid molecules and characterize HA's high-molecular-weight. Thus, during vermicomposting, there is an increase in the degree of aromaticity, condensation and greater stability of HA, and a decrease in aliphatic, lipid and peptide compounds (Soumia *et al.*, 2003; Jenn and Shang, 1999). The polycondensation and the presence of aromatic compounds are reflected in a higher humification and maturity of the vermicompost (Suman *et al.*, 2020). There is also the presence of amide functional groups, which is related to the nitrogen in the vermicomposts obtained.

Conclusions

Vermicomposting is an alternative biotechnological process to the treatment of agro-industrial wastes, from which products with chemical, physical and biological characteristics are acquired, which favors soil quality. Given the chemical characteristics of non-conventional waste, pre-composting was necessary to adapt it to the needs of earthworms, and to carry out, together with the accompanying microorganisms and fauna, the oxidation of organic matter, facilitating the biochemical stabilization of the residual organic material. Parameter's value of pH, EC, CEC, TOC, TN, and the C/N ratio of the vermicompost were within the range established by the literature and national standards, which guarantee its quality and maturity. The levels of these parameters substantially improve soil properties when vermicompost is employed as fertilizer. The bioavailability of nutrients for plants makes this process an interesting alternative in agriculture and sustainable production. From the evaluation of the HS of vermicomposts from non-conventional wastes, it was found that the application of the modern instrumental FTIR method is a tool that helps to better understand the chemical composition of HA and FA. It is useful because it facilitates the identification of most of the functional groups present in the humic substances of vermicomposts. The chemical composition of HA and FA obtained from CB, CS and PP vermicomposts showed variations with respect to the condensation and aromaticity of the compounds present. The chemical composition of HA and FA got from CB,

CS and PP vermicomposts exhibited variations regarding the condensation and aromaticity of the compounds present. In contrast to the results found in the FTIR spectrum of the FA, the HA showed a higher chemical stability, because of high oxidation, condensation, and aromaticity, which was reflected by a more dynamic biochemical activity. This biochemical dynamism results in a more humified and mature vermicompost.

Acknowledgements

We appreciate the support of the Student Gaby Andersson from the University of Louisiana helping with the analysis of FTIR.

References

- Acosta, C. M., Solís, O., Villegas, O. G., y Cardoso, L. (2013). Precomposteo de residuos orgánicos y su efecto en la dinámica poblacional de *Eisenia foetida*. *Agron. Costarricense*. 37, 127-139.
- Aira, M., Monroy, F., and Domínguez, J. (2007). Earthworms strongly modify microbial biomass and activity triggering enzymatic activities during vermicomposting independently of the application rates of pig slurry. *Sci. Total Environ.* 385, 252-261. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.06.031>
- Andjelkovic, T., Perovic, J., Purenovic, M., Blagojevic, S., Nikolic, R., Andjelkovic, D., and Bojic, A. (2006). Spectroscopic and Potentiometric Studies on Derivatized Natural Humic Acid. *Anal. Sci.* 22, 1553-1558. <https://doi.org/10.2116/analsci.22.1553>
- Antunes, R. M., Leal, O. A., Castilhos, R. M. V., Castilhos, D. D., Andrezza, R., and Schwalbert, R. A. (2019). Humic substances and chemical properties of an acrisol amended with vermicomposted vegetal and animal residues. *Rev. Bras. Cienc. Solo*. 43, 1-17. <https://doi.org/10.1590/18069657rBCs20180032>
- Atiyeh, R. M., Domínguez, J., Subler, S., Edwards, C. A. (2000). Changes in biochemical properties of cow manure during processing by earthworms (*Eisenia andrei*, Bouché) and the effects on seedling growth. *Pedobiologia*. 44, 709-724. [https://doi.org/10.1078/S0031-4056\(04\)70084-0](https://doi.org/10.1078/S0031-4056(04)70084-0)
- Balmori, D., Spaccini, R., Oliveira, A. N., Henrique, N. E., Lopes, O. F., and Pasqualoto, C. L. (2014). Molecular characteristics of humic acids isolated from vermicomposts and their relationship to bioactivity. *J. Agric. Food Chem.* 62, 11412-11419. <https://doi.org/10.1021/ef504629c>
- Basilio, Z. D., and Galba, B. J. (2012). Vermicompost humic substances: technology for converting pollution into plant growth regulators. *IJESER*. 3, 73-84.
- Bernal, C. M., y Gondar, B. D. (2008). Producción y gestión de los residuos orgánicos: situación actual a nivel mundial, comunitario y estatal. In: Moreno, C. J, Moral, H. R. *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa, España.
- Bernal, M. P., Paredes, C. F., Sánchez-Monedero, M. A., and Cegarra, J. (1998). Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63, 91-99
- Bernoux, M., and Cerri, C. E. (2005). Geochemistry. In: Worsfold P, Townshend A, Poole C, eds. *Soil, Organic Components*, Encyclopedia of Analytical Science (Second Edition). Elsevier.
- Brust, G. E. 2019. Management strategies for organic vegetable fertility. In D. Biswas, and S A. Micallef (Eds.), *Safety and Practice for Organic Food*. (pp. 193-212). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812060-6.00009-X>
- Canellas, P. L., and Olivares, L. F. (2014). Physiological responses to humic substances as plant growth promoter. *Chem. Biol. Technol. Agric.* 1, 1-11. <https://doi.org/10.1186/2196-5641-1-3>
- Costa da Silva, Ma. A., Oliveira, dos S. W., Teixeira, S. N., Angioletti, T. J., Fraga, R. K., Moacir, C. C., Pavesi, T. F., de Oliveira, B. J., Coutinho, R. A., y Barros, D. L. (2015). Ácidos húmicos de vermicomposto estimulam o crescimento in vitro de plântulas de *Cattleya warneri* (Orchidaceae). *Rodriguésia*. 66, 759-768. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566307>
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2008). Norma Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2008. Humus de lombriz (lombricomposta). Especificaciones y métodos de prueba. Secretaría de Economía. Dirección General de Normas.
- Domínguez, J., and Edwards, C. A. (2011). Biology and ecology of earthworm species used for vermicomposting. In: Edwards, C. A., Arancon, N. Q., and Sherman, R, eds. *Vermiculture Technology. Earthworms, Organic Wastes, and Environmental Management*. CRC Press. Taylor & Francis Group.
- Dores-Silva, P. R., Landgraf, M. D., and Rezende, M. O. O. (2015). Chemical differentiation of domestic sewage sludge and cattle manure stabilized by microbioreactors: study by pyrolysis coupled to gas chromatography coupled to mass spectroscopy. *J. Braz. Chem. Soc.* 26, 860-868. <https://doi.org/10.5935/0103-5053.20150046>
- Duque, M., Belmonte, L. J., Cortés, F. J., and Camacho, F. (2020). Agricultural waste: Review of the evolution, approaches and perspectives on alternative uses. *Global Ecol. Conserv.* 22, 1-23. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00902>
- Edwards, C. A. (1988). Breakdown of animal, vegetable and industrial organic wastes by earthworms. In: Edwards, C. A., Neuhauser, E. E, eds. *Earthworms in waste and environmental management*. SPB Academic Publishing BV, The Hague, Netherlands.
- Edwards, C. A., and Lofty, J. R. (1977). *Biology of Earthworms* (2nd ed.), Chapman & Hall, London.
- Edwards, C. A., Domínguez, J., and Neuhauser, E. F. (1998). Growth and reproduction of *Perionyx excavatus* (Perr.) (Megascolecidae) as factors in organic waste management. *Biol. Fertil. Soils*, 27, 155-161. <https://doi.org/10.1007/s003740050414>
- Emad, K. R., Mohamed, B. M. I., Ahmed, S. M., and Hany, H. A. G. (2019). Characterization of humic acids extracted from Egyptian sediment by elemental composition, NMR and FTIR. *J. Environ. Sci. Technol.* 12, 221-227. <https://dx.doi.org/10.3923/jest.2019.221.227>
- Fuentes, M., Baigorri, R., González, G., and García, J. M. (2007). The complementary use of ¹H NMR, ¹³C NMR, FTIR and size exclusion chromatography to investigate the principal structural changes associated with composting of organic materials with diverse origin. *Org. Geochem.* 38, 2012-2023. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2007.08.007>
- Gallardo, L. J. F. (2017). La materia orgánica del suelo. Residuos orgánicos, humus, compostaje y captura de carbono. Universidad Autónoma de Chapingo. 424 pp.
- Garg, V. K., Suthar, S., and Yadav, A. (2012). Management of food industry waste employing vermicomposting technology. *Bioresour. Technol.* 126, 437-443. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.116>
- Giovanela, M., Parlanti, E., Soriano-Sierra, E. J., Soldi, M. S., and Sierra, M. M. D. (2004). Elemental compositions, FT-IR spectra and thermal behavior of sedimentary fulvic and humic acids from aquatic and terrestrial environments. *Geochem. J.* 38, 255-264. <https://doi.org/10.2343/geochemj.38.255>
- González, M., Buurman, P., Vidal, P., and Martín, L. (2011). Pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry characterization of humic acids in coastal Spodosols from southeastern Brazil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 76, 961-971. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0178>
- Guanqun, G., Liangwei, Xu., Yingjie, Z., Weixin, L., Ming, W., Yufeng, Z., Xin, Y., and Yajun, Li. (2020). Extraction of Fulvic Acid from Lignite and Characterization of Its Functional Groups. *ACS Omega*. 5, 27953-27961. <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c03388>
- Guridi, I. F., Calderín, G. A., Louro, B. R. L., Martínez, B. D., and Rosquete, B. M. (2017). Los ácidos húmicos de vermicompost

- protegen a plantas de arroz (*Oryza sativa* L.), contra un estrés hídrico posterior. *Cultivos Tropicales*. 38, 53-60.
- Hait, S., and Tare, V. (2011). Vermistabilization of primary sewage sludge. *Bioresour. Technol.* 102, 2812-2820. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.031>
- Helal, A. A., Murad, G. A., and Helal, AA. (2011). Characterization of different humic materials by various analytical techniques. *Arabian J. Chem.* 4, 51-54. <https://doi.org/10.1016/j.arabj.2010.06.018>.
- Hernández, A. J., Chacín, L., Ávila, J., El Khatib, N., Chirinos, I., y Bracho, B. (2011). Métodos de manejo de la salinidad del estiércol bovino para el vermicompostaje con la lombriz roja (*Eisenia andrei*). *Rev. Fac. Agron. (LUZ)*, 28, 342-350.
- Huang, K., Fusheng, L., Yongfen, W., Xiaoyong, F., and Xuemin, Ch. (2014). Effects of earthworms on physicochemical properties and microbial profiles during vermicomposting of fresh fruit and vegetable wastes. *Bioresour. Technol.* 170, 45-52. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.058>
- Huelva, L. R., Martínez, B. M., Calderín, G. A., Hernández, G. L. O., and Guridi, I. F. (2013). Propiedades químicas y química-físicas de derivados estructurales de ácidos húmicos obtenidos de vermicompost. *Actividad biológica. Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*. 22, 56-60. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93225718014>
- Hughes, R. J., Nair, J., and Ho, G. (2009). The risk of sodium toxicity from bed accumulation to key species in the vermifiltration wastewater treatment process. *Bioresour. Technol.* 100, 3815-3819. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.01.017>
- Jenn, H., and Shang, L. (1999). Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure. *Environ. Pollut.* 104, 189-196. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00193-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00193-6)
- Khwanchai, K., and Kanokkorn, S. (2018). Effect of agricultural waste on vermicompost production and earthworm biomass. *J. Environ. Sci. Technol.* 11(1), 23-27. <https://dx.doi.org/10.3923/jest.2018.23.27>
- Klucáková, M. (2018). Size and charge evaluation of standard humic and fulvic acids as crucial factors to determine their environmental behavior and impact. *Front. Chem.* 6, 1-8. <https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00235>
- Kononova, M., Belchikova, N. (1961). Rapid method of determining the humus composition of mineral soil. *Sov. Soil Sci.* 10, 75-87.
- Kui, H., Fusheng, L., Yongfen, W., Xiaoyong, F., and Xuemin, Ch. (2014). Effects of earthworms on physicochemical properties and microbial profiles during vermicomposting of fresh fruit and vegetable wastes. *Bioresour. Technol.* 170, 45-52. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.058>
- Kumar, J. C., Das, N., and Nath, C. G. (2016). Improved extraction of humic acids from vermicomposted organic waste by a column based continuous elution method. *Sep. Sci. Technol.* 51, 2780-2789. <https://doi.org/10.1080/01496395.2016.1218513>
- Labrador, M. J. (2002). La materia orgánica en los agrosistemas. Mundi-Prensa.
- Lguirati, A., Baddib, G. A., Mousadik, A. E., Gilard, V., Revele, J. C., and Hafidib, M. (2005). Analysis of humic acids from aerated and non-aerated urban landfill composts (FTIR). *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 56, 8-16. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2005.03.004>
- López, M. E., and Sainz, M. J. (2011). Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola. Servizo de Publicacións e Intercambio Científico, Universidad de Santiago de Compostela.
- Machado, W., Franchini, J. C., Guimaraes, M. F., and Filho, J. T. (2020). Spectroscopic characterization of humic and fulvic acids in soil aggregates, Brazil. *Heliyon*. 6, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04078>
- Maeda, K., Hanajima, D., Toyoda, S., Yoshida, N., Morioka, R., and Osada, T. (2011). Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost. *Microb. Biotechnol.* 4, 700-709. <https://doi.org/10.1111/j.1751-7915.2010.00236.x>
- Mamani, G., Mamani, F., Sainz, H., and Villca, R. (2012). Comportamiento de la lombriz roja (*Eisenia* spp.) en sistemas de vermicompostaje de residuos orgánicos. *J. Selva Andina Res. Soc.* 1, 44-54.
- Marouani, E., Kolsi, BN., Ziadi, N., Bouslimi, B., Abouda, A., and Koubaa, A. (2019). Deinking sludge compost stability and maturity assessment using Fourier transform infrared spectroscopy and thermal analysis. *Waste Manage. Res.* 37, 1-15. <https://doi.org/10.1177/0734242x19864638>
- Martínez, X. C., Bravo, I., y Martín, J. F. (2013). Composición molecular de ácidos húmicos evaluada mediante pirólisis - cromatografía de gases- espectrometría de masas e hidrólisis térmica asistida y metilación en suelos altoandinos de Colombia. *Rev. Colomb. Quim.* 42, 1-8.
- Masaguer, R. A., y Benito, C. M. (2008). Evaluación de la calidad de la composta. In: Moreno, C. J., Moral, H. R., eds. *Compostaje*. Mundi-Prensa, España.
- Mondragón, C. P. 2020. Principios y aplicaciones de la espectroscopia de infrarrojo en el análisis de alimentos y bebidas. CONACYT-CIATEJ. 158 pp.
- Moraes, G. M., Xavier, F. A. S., Mendonça, E. S., Araújo, F. J. A., and Oliveira, T. S. (2011). Chemical and structural characterization of soil humic substances under agroforestry and conventional systems. *Rev. Bras. Cien. Solo.* 35, 1597-1608. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500014>
- Moreno, J., Moral, R., García, M. J. L., Pascual, J. A., Bernal, M. P. (2015). Residuos orgánicos y agricultura intensiva. Colección: de residuo a recurso. El camino hacia la sostenibilidad. Ediciones Mundi-Prensa, España.
- Moreno, J., Moral, R., García, M. J. L., Pascual, J. A., y Bernal, M. P. (2014). Vermicompostaje: procesos, productos y aplicaciones. Recursos orgánicos: aspectos agronómicos y medioambientales. Colección: de residuo a recurso. El camino hacia la sostenibilidad. Ediciones Mundi-Prensa, España.
- Natchimuthu, K., Periasamy, V., Mani, P., and Arockia, J. P. (2019). Vermicomposting of paper industry sludge with cowdung and green manure plants using *Eisenia fetida*: A viable option for cleaner and enriched vermicompost production. *J. Cleaner Prod.* 228, 718-728. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.313>
- Palanivell, P., Susilawati, K., Haruna, A., and Muhamad, M. N. (2013). Compost and crude humic substances produced from selected wastes and their effects on *Zea mays* L. Nutrient uptake and growth. *The Scientific World Journal*, 2013, 1-15. <https://doi.org/10.1155/2013/276235>
- Paredes, C., Bernal, M. P., Cegarra, J., and Roig, A. (2002). Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes. *Bioresour. Technol.* 85, 1-8. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00078-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00078-0)
- Parthasarathi, K., Balamurugan, M., Prashija, K. V., Jayanthi, L., and Basha, S. A. (2016). Potential of *Perionyx excavates* (Perrier) in lignocellulosic solid waste management and quality vermifertilizer production for soil health. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.* 5, 65-86. <https://doi.org/10.1007/s40093-016-0118-6>
- Pramanik, P., Safique, S., Jahan, A., Bahagat, R. M. (2016). Effect of vermicomposting on treated hard stem leftover wastes from pruning of tea plantation: a novel approach. *Ecol. Eng.* 97, 410-415. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.041>
- Rajashekhar, D., Srilatha, M., Rao, P. C. S., Sharma, S. H. K., and Rekha, K. B. (2017). Functional and spectral characterization of humic fractions obtained from organic manures. *Int. J. Pure App. Biosci.* 5, 1254-1259. http://dx.doi.org/10.18782/2320-7051_5454
- Reyes, P. J. J., Abasolo, P. F., Yépez, R. A. J., Luna, M. R. A., Zambrano, B. W., Vázquez, M. V. F., Cabrera, B. D. A., Guzmán, A. J. A., Torres, R. J. A., y Rodríguez, M. W. O. (2017). Ácidos húmicos y su efecto sobre variables morfométricas en plantas de zanahoria (*Daucus carota* L.). *Biotechnia*, 19, 25-29.

- Samios, S., Lekkas, T., Nikolaou, A., and Golfinopoulos, S. (2007). Structural investigations of aquatic humic substances from different watersheds. *Desalination*, 210, 125-137. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.05.038>
- Sánchez, M. A., Roig, A., Paredes, C., and Bernal, M. P. (2008). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresour. Technol.* 78, 301-308. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00031-1](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00031-1)
- Saval, S. (2012) Aprovechamiento de residuos agroindustriales: pasado, presente y futuro. *BioTecnología*, 16, 14-46.
- Schnitzer, M. (1982). Organic Matter Characterization. In: Page, A. L., Miller, R. H., Keeney, D. R. eds. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. Second Edition. American Society of Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, USA.
- Schuldt, M. (2006). *Lombricultura: teoría y práctica*. Mundi-Prensa, España.
- Senesi, N., and Loffredo, E. (1999). The chemistry of soil organic matter, In: Sparks DL, ed. *Soil physical chemistry*, 2ª edición, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Senesi, N., D'Orazio, V., and Riccab, G. (2003). Humic acids in the first generation of EUROSOLS. *Geoderma*. 116, 325-344. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00107-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00107-1)
- Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). Anuario Estadístico de la Producción Agrícola 2021. <https://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/produccion-agricola-33119>
- Sharma, D., and Yadav, K. D. (2017). Bioconversion of flowers waste: Composting using dry leaves as bulking agent. *Environ. Eng. Res.* 22, 237-244. <https://doi.org/10.4491/eer.2016.126>
- Sivananthi, T., and Arockia, J. J. P. (2014). Effect of Humic acid of vermicompost on *Zea mays* root growth. *SIRJ-APBBP*, 1, 1-10.
- Soto, M., Sánchez, M., Antolín, J. M., y Conde, C. (2019). Estudio de un proceso de compostaje de estiércol de conejo mediante técnicas espectroscópicas y análisis de ácidos húmicos y fúlvicos. X Congreso Ibérico de Agroingeniería. Huesca, España. http://dx.doi.org/10.26754/c_agroing.2019.com.3430
- Soumia, A., Mohamed, H., Jean-Rene, B., and Jean-Claude, R. (2003). Characterization of humic acids extracted from sewage sludge during composting and of their Sephadex® gel fractions. *Agronomie sciences*. 23, 269-275. <https://doi.org/10.1051/agro:2002090>
- Sudkolai, S. T., and Nourbakhsh, F. (2017). Urease activity as an index for assessing the maturity of cow manure and wheat residue vermicomposts. *Waste Manage.* 64, 63-66. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.011>
- Suman, S. N., Ahmed, N., Kumar, V., Datta, S. C., Manjiaiah, K. M., Kumar, R., Kumari, V., Laik, R., and Das, T. K. (2020). FTIR Spectroscopy and optical density characterization of humic substances extracted from reclaimed alkali soils under different tillage and management practices. *Current Journal of Applied Science and Technology*. 39(37), 12-22. <https://doi.org/10.9734/cjast/2020/v39i3731083>
- Thomas, G. V., Mathew, A. E., Baby, G., and Mukundan, M. K. (2019). Bioconversion of residue biomass from a tropical homestead agro-ecosystem to value added vermicompost by eudrilus species of earthworm. *Waste and Biomass Valor.* 10, 1821-1831. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0203-3>
- Uche, U. C., Monwuba, M., Onu F. M., Shimave, A. G., Okonkwo, E. N., and Oporum, C. C. (2018). Impact of Agricultural Waste on Sustainable Environment and Health of Rural Women. *Civil Environ. Res*, 10, 1-9.
- Vig, A. P., Singh, J., Wani, S. H., and Dhaliwal, S. S. (2011). Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm *Eisenia fetida* (Savigny). *Bioresour Technol.* 102, 7941-7945. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.056>
- Villacís-Aldaz, L. A., Zapata-Vela, J. J., León-Gordón, O. A., Vázquez-Freitez, C. L., Mullo-Sarzosa, J. G., Zapata-Vela, A. C., y Gutiérrez-Alban, A. C. (2016). Compatibilidad y sobrevivencia de microorganismos benéficos de uso agrícola. *J. Selva Andina Biosph.* 4, 93-99.
- Walinga, I., Kithome, M., Novozamsky, I., Houba, V.J. G., and Van Der Lee, J. J. (1992). Spectrophotometric determination of organic carbon in soil. *Community Soil Sci.* 23, 1935-1944. <https://doi.org/10.1080/00103629209368715>
- Wu, J., Zhao, Y., Zhao, W., Yang, T., Zhang, X., Xie, X., Cui, H., and Wei, Z. (2016). Effect of precursors combined with bacteria communities on the formation of humic substances during different materials composting. *Bioresour. Technol.* 226, 191-199. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.031>
- Yan, Ch., Xiaoyu, L., Shuying L., and Yongping, X. (2021). Novel-integrated process for production of bio-organic fertilizer via swine manure composting. *Environ. Eng. Res.* 26, 1-10. <https://doi.org/10.4491/eer.2019.522>
- Yin, Q. W., and Schuchardt, F. (2010). Effect of C/N ratio on the composting of vineyard pruning residues. *Agriculture and Forestry Research.* 3, 131-138.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.