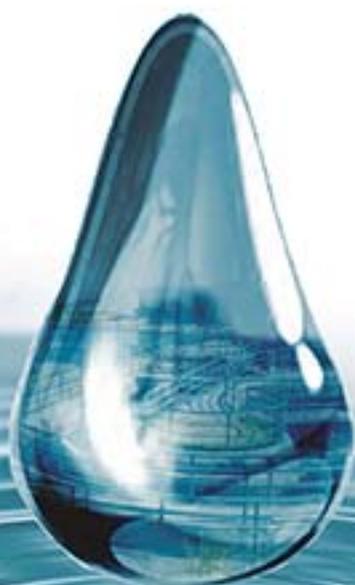


CIENCIAS DEL AGUA: perspectiva desde la academia

María del Carmen Jiménez Moleón ✦ José Luis Expósito Castillo
Marivel Hernández Téllez ✦ Miguel Ángel Gómez Albores

Coords.



CIENCIAS DEL
A G U A:
perspectiva desde la academia



**Universidad Autónoma
del Estado de México**

Dr. en Ed. Alfredo Barrera Baca
Rector

Dr. en C. I. Amb. Carlos Eduardo Barrera Díaz
Secretario de Investigación y Estudios Avanzados

Dr. en Ing. Daury García Pulido
Coordinador del Centro Interamericano de Recursos del Agua

Dra. en Ing. María Dolores Durán García
Directora de la Facultad de Ingeniería

Mtra. en Admón. Susana García Hernández
*Directora de Difusión y Promoción de la Investigación
y los Estudios Avanzados*



CIENCIAS DEL
AGUA:
perspectiva desde la academia

María del Carmen Jiménez Moleón ✎ José Luis Expósito Castillo
Marivel Hernández Téllez ✎ Miguel Ángel Gómez Albores

Coords.

CIENCIAS DEL A G U A: perspectiva desde la academia

María del Carmen Jiménez Moleón
José Luis Expósito Castillo
Marivel Hernández Téllez
Miguel Ángel Gómez Albores

Coords.

1a edición, febrero de 2018

ISBN: 978-607-422-910-3
ISBN versión digital: 978-607-422-909-7

D. R. © Universidad Autónoma del Estado de México
Instituto Literario núm. 100 ote.
Centro, C.P. 50000,
Toluca, Estado de México
<http://www.uaemex.mx>

Este libro cuenta con el aval de dos pares externos.

El contenido de esta publicación es responsabilidad de los autores.

En cumplimiento del Reglamento de Acceso Abierto de la Universidad Autónoma del Estado de México, la versión digital de esta obra se pone a disposición del público en el repositorio de la UAEM (<http://ri.uaemex.mx>) para su uso en línea con fines académicos y no de lucro, por lo que se prohíbe la reproducción parcial o total, directa o indirecta del contenido de esta presentación impresa sin contar previamente con la autorización expresa y por escrito de los editores, en términos de lo así previsto por la *Ley Federal del Derecho de Autor* y, en su caso, por los tratados internacionales aplicables.

Impreso y hecho en México

Índice

Prólogo.....	11
I. Análisis de la carga por enfermedades diarreicas agudas en el Estado de México 2000-2011	13
Nancy Nájera Mota, Miguel Ángel Gómez Albores, Carlos Díaz Delgado, Marivel Hernández Téllez, Carlos Alberto Mastachi Loza, Ninfa Ramírez Durán y Luis Ricardo Manzano Solís	
II. Cultura del agua en la educación básica	33
José Luis Miranda Jiménez, Marivel Hernández Téllez, Miguel Ángel Gómez Albores, Alejandro Tonatiuh Romero Contreras, Denise Freitas Soares de Moraes, Martha Carolina Serrano Barquín, Carlos Alberto Mastachi Loza y Héctor Martínez Valdés	
III. Determinación de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero del Valle de Toluca mediante el método SINTACS	51
Jorge Paredes Tavares, María Vicenta Esteller Alberich y José Luis Expósito Castillo	
IV. Efecto del pH en la adsorción de un colorante textil usando materiales naturales y modificados	67
Perla Tatiana Almazán Sánchez, Ivonne Linares Hernández, Verónica Martínez Miranda y Marcos José Solache Ríos	
V. Electrosíntesis de oxidantes y su aplicación en la desinfección de aguas residuales. Parte I: Generalidades	87
Sarai Velazquez Peña, Ivonne Linares Hernández, Verónica Martínez Miranda e Iván Galileo Martínez Cienfuegos	
VI. Electrosíntesis de oxidantes y su aplicación en la desinfección de aguas residuales. Parte II: Metodología de la síntesis	105
Sarai Velazquez Peña, Ivonne Linares Hernández, Sergio Humberto Pavón Romero, Verónica Martínez Miranda e Iván Galileo Martínez Cienfuegos	

VII. Fundamentos teórico metodológicos para un modelo hidrogeomático de indicadores sistémicos en un proceso de gestión integrada de recursos hídricos.....	123
Luis Ricardo Manzano Solís, Miguel Ángel Gómez Albores, Carlos Díaz Delgado, Carlos Alberto Mastachi Loza, Marivel Hernández Téllez, Denise Freitas Soares de Moraes y Nancy Nájera Mota	
VIII. Fundamentos y avances en la desinfección del agua residual	139
Sarai Velazquez Peña, Ivonne Linares Hernández, María del Carmen Jiménez Moleón, Marina Islas Espinoza y Mercedes Lucero Chávez	
IX. Implementación de escenarios hidrogeológicos para definir el diseño óptimo de una red de monitoreo del nivel piezométrico	157
Juan Manuel Esquivel Martínez, María Vicenta Esteller Alberich, Guillermo Pedro Morales Reyes y José Luis Expósito Castillo	
X. La protección de acuíferos. Un enfoque integral basado en la priorización de focos de contaminación.....	181
Carolina Massiel Medina Rivas, José Luis Expósito Castillo, Guillermo Pedro Morales Reyes y María Vicenta Esteller Alberich	
XI. Presencia de flúor y arsénico en agua y su remoción simultánea	203
Guadalupe Vázquez Mejía, Verónica Martínez Miranda y Marcos José Solache Ríos	
XII. Procesos de oxidación avanzada para la remoción de materia orgánica en las aguas residuales.....	221
Perla Tatiana Almazán Sánchez, Ivonne Linares Hernández, Verónica Martínez Miranda y Marcos José Solache Ríos	
XIII. Revalorización de lodos residuales: 1. Compostaje	241
Adriana Fabiola Tello Andrade, María del Carmen Jiménez Moleón, Gloria Sánchez Galván, José Caballero Viñas y Cristina Burrola Aguilar	
XIV. Revalorización de lodos residuales: 2. Vermicompostaje	261
José Caballero Viñas, María del Carmen Jiménez Moleón, César Emmanuel García Mejía, Mercedes Lucero Chávez y Adriana Fabiola Tello Andrade	

XV. Sistema de modelos termohidrológicos para la evaluación de la eficiencia en el aprovechamiento de recursos hídricos	279
Carlos Díaz Delgado, María Vicenta Esteller Alberich y Carlos Roberto Fonseca Ortiz	
XVI. Sorción de iones fluoruro en columna: fundamentos y materiales	299
Elia Alejandra Teutli Sequeira, Guadalupe Candelaria Velázquez Peña, Marcos José Solache Ríos y Verónica Martínez Miranda	
XVII. Tratamiento de un agua residual industrial en un reactor UASB (laboratorio) a baja temperatura	319
Adriana Jacobo López, Mario Esparza Soto y Mercedes Lucero Chávez	

Capítulo XIII

Revalorización de lodos residuales:

1. Compostaje

Adriana Fabiola Tello Andrade^{1,2}
María del Carmen Jiménez Moleón^{3*}
Gloria Sánchez Galván⁴
José Caballero Viñas⁵
Cristina Burrola Aguilar⁶

* Autora de correspondencia.

¹ Alumna del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: ftello@uv.mx

² Profesora de la Facultad de Ingeniería Civil, Zona Xalapa. Universidad Veracruzana. Correo electrónico: ftello@uv.mx

³ Profesora-Investigadora del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: mcjimenezm@uaemex.mx

⁴ Investigadora de la Red de Manejo Biotecnológico de Recursos del Instituto de Ecología, A.C. Correo electrónico: gloria.sanchez@inecol.mx

⁵ Alumno del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: assam19@yahoo.com

⁶ Profesora-Investigadora del Centro de Investigación de Recursos Bióticos de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: cba@uaemex.mx

Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento otorgado por el Conacyt (Proyecto 91184), la FESE (Proyecto 3379/2013E), la UAEM (Proyectos 3120/2011 y 3449/2013CHT) y el INECOL (Proyecto 2003010282).

Asimismo, agradecimiento por las becas para estudio de doctorado: CONACYT (CVU: 328457/228882) y PROMEP (folio UV-489). Finalmente un agradecimiento especial a la PTARM Costa de Oro de Veracruz, Veracruz y la PTAR del centro comercial Galerías en Metepec, Estado de México.

Introducción

El manejo y disposición final del lodo residual (LR) se ha convertido en un grave problema en todo el mundo debido a su creciente y continua generación (Komilis, Evangelou y Voudrias, 2011: 2241). En países desarrollados como Estados Unidos se estima que se producen 10 millones de ton/año (Tyagi y Lo, 2011: 217), mientras en México la producción aproximada es de 1.6 millones de ton/año (Del Águila-Juárez, Lugo y Vaca, 2011: 950). La tendencia mundial es reducir el vertido de LR por ser nocivo para el entorno ecológico y la salud del ser humano, debido a la presencia de contaminantes tóxicos, como metales pesados y microorganismos patógenos. El lodo residual también se caracteriza por presentar una estructura compacta y plástica (Malińska y Zabochnicka-Świątek, 2013: 92), así como un alto contenido de humedad y una baja relación C/N, que se ha reportado en un rango de 4.8-13 (Chen y Xin-Wu, 2010: 999; Kulikowska y Klimiuk, 2011: 10953; Ammari, Al-Omari y Abbassi, 2012: 2; Muñoz, Gómez-Rico y Font 2013: 263; Sciubba *et al.*, 2013: 599; Caballero, 2014: 20; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Luce-ro-Chávez, 2014: 1; Peña, 2014: 45; Nicolás *et al.*, 2014: 25). Sin embargo, el LR tiene una composición que resulta útil para el proceso de compostaje por su contenido de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio, y en menor medida calcio, magnesio y azufre (Usman *et al.*, 2012: 1708).

El compostaje es un proceso biológico que se lleva a cabo a través de tres fases de degradación:

- a) Mesófila de activación inicial (35-40°C), que incrementa la diversidad microbiana.
- b) Termófila con un aumento repentino de la temperatura (> 55 °C), logra la máxima desinfección.
- c) Mesófila de enfriamiento, hasta igualar la temperatura ambiente y alcanzar la madurez. El LR se convierte en un producto desodorizado, estable, maduro y rico en sustancias húmicas, fácil de almacenar y comercializable como abono orgánico (Fourti, 2013: 43), por ser muy útil en la agricultura (Kulikowska y Klimiuk, 2011: 10951). Mejora las características del suelo en el que se aplica, como el contenido de materia orgánica, nutrientes, porosidad, capacidad de retención, cantidad de biomasa microbiana y potencial de mineralización de los nutrientes (Correa-Nogueirol *et al.*, 2013: 2930).

Valores de 25-35 para la relación C/N son los recomendados al inicio del compostaje (Tuomela *et al.*, 2000: 172; Gajalakshmi y Abbasi, 2008: 333; Rodríguez *et al.*, 2012: 285), sin embargo están muy por arriba de los que se pueden encontrar, generalmente, en un LR. Este parámetro es un factor de control importante en el proceso, ya que el C y N son dos elementos fundamentales en el compostaje. El carbono sirve como fuente de energía para los microorganismos y una pequeña fracción se incorpora a sus células. Por su parte, el nitrógeno es fuente de proteína, esencial para el crecimiento microbiano (Fourti *et al.*, 2013: 44), por lo que es una práctica habitual adicionar un material de enmienda que eleve esta relación mejorando el proceso.

Este capítulo tiene como objetivo presentar una visión general del estado del arte en el uso de diversas enmiendas que aceleran el proceso de compostaje. Asimismo, se analiza la generación de amoníaco y los principales factores que intervienen en la supresión de organismos patógenos durante el compostaje.

Residuos orgánicos usados como enmiendas de lodos residuales

Es ampliamente conocido el uso de enmiendas en el LR, que abarcan diferentes residuos orgánicos y hasta inorgánicos, con el fin de mejorar la

estructura, relación C/N y porosidad, para promover una adecuada aireación y humedad dentro de la pila, garantizando condiciones aerobias durante el compostaje (Doublet *et al.*, 2010: 1922; Bien *et al.*, 2011: 128; Ammari, Al-Omari y Abbassi, 2012: 2; El Fels *et al.*, 2014: 129; Caballero, 2014: 15; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2014: 1; Peña, 2014: 30). Las investigaciones revisadas (2010-2014) sobre enmiendas utilizadas en el compostaje de LR mostraron que, en la práctica, se suelen utilizar materiales celulósicos para dar estructura a la composta de LR, como por ejemplo: aserrín (Ammari, Al-Omari y Abbassi, 2012: 2), virutas de madera (Rodríguez *et al.*, 2012: 285), paja (Muñoz, Gómez-Rico y Font, 2013: 262), hojarasca (Salmiati, Ujang y Azman, 2012: 67) y corteza de árbol (Doublet *et al.*, 2010: 1923). Teóricamente, estos materiales benefician las mezclas por su alta relación C/N, aumentan el volumen, disminuyen el contenido de humedad y mejoran la aireación. En otras palabras, mejoran la calidad del producto final, aunque tienen una limitada degradabilidad por su alto contenido de lignina (Ammari, Al-Omari y Abbassi, 2012: 2; Peña, 2014: 60; El Fels *et al.*, 2014: 129; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2014: 1). No obstante, hongos y actinomicetos son capaces de degradar parcialmente el material lignocelulósico (Tuomela *et al.*, 2000: 176).

Aunado a los beneficios mencionados, las enmiendas incorporan más microorganismos a la biomasa a compostar, los cuales benefician el proceso de degradación de los materiales, como estiércol de cerdo (Fu *et al.*, 2013: 2289) empleando aireación intermitente. Esta enmienda adicionó una amplia población microbiana que propició una mayor biodegradación, logrando además la desinfección del producto, ya que a temperaturas termófilas de 62°C permanecieron durante 8 días. Asimismo, se ha empleado estiércol de oveja con hojas de remolacha y paja como enmienda de LR primarios, alcanzando temperaturas lo suficientemente altas (> 55°C) para desinfectar el producto y usarse como composta (Rhiani *et al.*, 2010: 5989).

La adición de residuos como material de enmienda da como resultado la gestión simultánea del LR y los desechos involucrados, como lirio acuático fresco, seco, libre de ácidos grasos volátiles por arrastre de vapor y parcialmente digerido (Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 27; Peña, 2014: 2; Caballero, 2014: 10; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2014: 1), logrando revalorarlos como materias primas útiles, al aprovechar sus propiedades. Los residuos sólidos municipales también han sido mezclados con LR provenientes de una digestión anaerobia, de manera que, tras 5 meses de compostaje la mezcla alcanzó

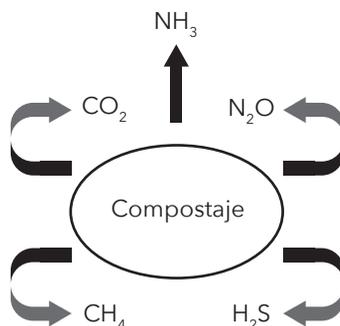
la temperatura ambiente y una relación C/N (14.2) adecuada para una composta madura (Fourti, 2013: 45). Asimismo, residuos orgánicos de la industria alimentaria como los restos de remolacha (Rhiani *et al.*, 2010: 5988), papa (Ammari, Al-Omari y Abbassi, 2012: 1), piña o plátano (Caballero, 2014: 11; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2014: 1) y cocina (Komilis, Evangelou y Voudrias, 2011: 2241) fueron usados como enmiendas para LR, ya que al contener carbono, fácilmente asimilable por los microorganismos, favorecieron el proceso de compostaje.

La adición de materiales acondicionadores inorgánicos tales como piedra pómez (Wang *et al.*, 2011: 5528), zeolitas (Villaseñor, Rodríguez y Fernández, 2011: 1447), plástico reciclable (Zhou *et al.*, 2014: 329; Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 18) y tezontle (Ramírez-Coutiño *et al.*, 2013: 89) ha demostrado mejorar la estructura del LR y favorecer la reducción de humedad. Asimismo, las zeolitas por su estructura porosa retuvieron y eliminaron metales, como Ni, Cr y Pb (Villaseñor, Rodríguez y Fernández, 2011: 1451).

Generación de amoníaco durante el compostaje de lodos residuales

Durante el compostaje, se emiten más de 100 tipos de gases (Chen y Xin-Wu, 2010: 998). Sin embargo, los más comunes (figura XIII.1) causan problemas ambientales y de aceptación pública debido al mal olor que fácilmente se percibe en las cercanías de una planta de compostaje (Villaseñor, Rodríguez y Fernández, 2011: 1447).

Figura XIII.1. Gases más comunes emitidos durante el compostaje



En el proceso de amonificación (ecuación (1)), la producción de amoníaco debida a la descomposición de nitrógeno orgánico ocasiona efectos adversos para la salud humana, los ecosistemas y la agricultura, socavando la eficacia de la fertilización (Boniecki *et al.*, 2012: 49).



La predicción de generación de amoníaco durante el compostaje de LR con distintas enmiendas se ha estudiado a través de redes neuronales artificiales (Boniecki *et al.*, 2012: 50), empleando diversas variables. Los resultados mostraron que los parámetros clave para describir la generación de amoníaco, en orden de importancia, son pH, relación C/N, temperatura y enmienda utilizada. Las altas temperaturas durante la etapa termófila también son un factor importante (Wang *et al.*, 2011: 5529). Esto se ha observado tanto en el compostaje de lodos crudos como digeridos (Pagans *et al.*, 2006: 1534). La mayoría de los autores coinciden en que la generación de amoníaco es mayor durante la etapa termófila del compostaje (Villaseñor, Rodríguez y Fernández, 2011: 1447; Boniecki *et al.*, 2012: 53; Maulini-Durán *et al.*, 2013: 44). Sin embargo, también se ha descrito que hasta el 60% se puede generar durante la fase de enfriamiento o maduración (Maulini-Durán *et al.*, 2013: 49).

El pH es otro factor que promueve la generación de amoníaco, ya que un $pH > 8$ favorece la conversión de NH_4^+ a NH_3 , y la elevada temperatura permite su liberación, resultando en una pérdida entre 24 - 33% del contenido inicial de nitrógeno (Pagans *et al.*, 2006: 1534). La generación de amoníaco es mayor cuando la relación C/N < 15 , ya que existe nitrógeno acumulado en el sustrato (como es el caso del LR, rico en este nutriente), y que no cuenta con el suficiente carbono disponible que proporcione la energía que los microorganismos necesitan para la descomposición de las proteínas, lo que conlleva a la formación de NH_4^+ o NH_3 (Li *et al.*, 2013a: 385; Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 22; Peña, 2014: 32; Caballero, 2014: 10; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2014: 1), pudiéndose acumular cantidades tóxicas en la composta (Tello-Andrade, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2013: 22; Li *et al.*, 2013a: 390; Li *et al.*, 2013b: 626).

Para evitar y reducir la emisión de dióxido de carbono, metano, sulfuro de hidrógeno, amoníaco y óxido de nitrógeno durante el compostaje de LR, se requiere la adición de enmiendas de dos o más residuos orgánicos

(Bien *et al.*, 2011: 128; Maulini-Durán *et al.*, 2013: 44; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2014: 1; Caballero, 2014: 10), como los que se muestran en la tabla XIII.1

Tabla XIII.1. Emisiones de NH₃ durante el compostaje con lodos residuales

Sustrato	Generación de amoníaco	Tiempo de compostaje	Referencia
LR con cubiertas de: turba, pasto, corteza y mixtas (mismos materiales)	0.14 - 41.41 g NH ₃ /kg	80 d	(Zuokaité y Zigmontiené, 2013: 625)
LR con glucosa, sacarosa, polvo de paja en distintas proporciones	0.35 - 0.90 g NH ₃ /kg	528 h	(Li <i>et al.</i> , 2013a: 390)
LR crudo, LR anaerobios	2.8E-01 - 4.8E-03 kg NH ₃ /mg	13 d	(Maulini-Durán <i>et al.</i> , 2013: 48)
LR con paja, aserrín, gruesa corteza, esquejes, residuos de cáñamo, corteza fina en distintas proporciones	3.78 - 4.38 g NH ₄ ⁺ -N/kg	15 d	(Boniecki <i>et al.</i> , 2012: 53)
LR anaerobios con paja de cebada	10.24 - 37.21 gNH ₃ /kg	80 d	(Villaseñor, Rodríguez y Fernández, 2011: 1452)
LR con viruta de madera, composta madura en distintas proporciones	25 - 90 mg NH ₃ /m	10 d	(Chen y Xin-Wu, 2010: 1001)
LR con corteza de fresno, aserrín de roble, virutas de álamo en distintas proporciones	48 - 245 mg NH ₃ /m	50 d	(Zigmontiené y Zuokaité, 2010: 131)

Se ha estudiado (Chen y Xin-Wu, 2010: 1001) la generación de amoníaco en el compostaje de LR, enmendado con composta madura del propio LR, comparada con 100% LR fresco, encontrándose que aun cuando las relaciones C/N iniciales fueron muy similares (11.01 y 11.59, respectivamente), el LR enmendado presentó una producción de amoníaco 63% menor. Esta mejora se atribuyó a la madurez (por tanto, estabilidad) del material de enmienda.

Materiales como la corteza triturada y ramas de hoja seca, además de aumentar la porosidad y circulación de oxígeno en la pila, redujeron las concentraciones de amoníaco a la mitad o un tercio en comparación con las concentraciones generadas por LR sin ningún tipo de enmienda (Zigmontiené y Zuokaité, 2010: 135). Asimismo, se ha descrito en el

compostaje de LR que, al incorporar aditivos como sacarosa, lograron una reducción de más del doble de las emisiones de amoníaco (Li *et al.*, 2013a: 392). Sin embargo, adicionar fuentes de carbono como ésta no sería recomendado, ya que supone un costo adicional en el proceso.

Otras investigaciones (Zuokaitė y Zigmontienė, 2013: 625) han descrito el uso de residuos de madera y turba en la elaboración de biofiltros (cubiertas), para la absorción de olores durante el compostaje de LR, logrando una menor emisión de amoníaco en comparación a la obtenida sin estos biofiltros.

Es de especial relevancia evaluar la generación de amoníaco cuando el compostaje se emplea como pretratamiento dentro de un sistema integral de "compostaje-lombricompostaje". Lo anterior debido a que se ha descrito que niveles altos de amoníaco ($> 500 \text{ mg NH}_3/\text{kg}$) son tóxicos para las lombrices (Hill, Baldwin y Vinnerås, 2013c: 1604), incluso pueden provocar su muerte (Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 23). Actualmente, se busca aprovechar los beneficios de ambas biotecnologías (tabla XIII.2) en la estabilización del LR para lograr un producto de mayor calidad, reduciendo el tiempo del proceso de compostaje (Gajalakshmi, Ramasamy y Abbasi, 2002: 166; Hait y Tare, 2011a: 2812; Hait y Tare, 2011b: 502; Hait y Tare, 2012: 214; Caballero, 2014: 21).

Tabla XIII.2. Ventajas y desventajas de los procesos de compostaje y lombricompostaje

	Compostaje (C)	Lombricompostaje (L)	Sistema integral (C-L)
V E N T A J A S	<ul style="list-style-type: none"> • Genera altas temperaturas (55-60°C). • Se producen antibióticos para reducir drásticamente el contenido de organismos patógenos, larvas, gusanos y semillas de malezas. (Gajalakshmi y Abbasi, 2008: 348). 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevada carga enzimática y bacteriana (Aalok, Tripathi y Soni, 2008: 60). • Favorece las características físicas, químicas y microbiológicas del suelo en el que se aplica (Fründ <i>et al.</i>, 2010: 120). • Fragmenta el sustrato y libera los nutrientes de la materia orgánica (N, P, K y Ca) en formas más solubles y disponibles que los compuestos iniciales que ingiere (Gajalakshmi y Abbasi, 2008: 326). 	<ul style="list-style-type: none"> • Aprovecha la fase mesófila inicial (degradación de MO) y termófila (eliminación de organismos patógenos) del compostaje.* • Utilizar el producto del compostaje (más palatable) para la lombriz.* • Acelerar la degradación del sustrato con una alta tasa microbiana.* • Favorecer la aireación y ventilación natural del material, al trasladarse las lombrices dentro del sustrato.* • Genera un producto con nuevas sustancias que protegen contra el crecimiento de patógenos y enfermedades en las plantas.* • Un producto homogéneo.* <p>* (Ndegwa y Thompson, 2001: 108).</p>

D E S V E N T A J A S	<ul style="list-style-type: none"> • Se requiere un largo tiempo (8 sem) para tener una composta estable y madura.* • Naturaleza heterogénea del producto.* <p>*(Gajalakshmi y Abbasi, 2008: 317).</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Debe mantenerse con temperaturas por debajo de los 35°C, para no dañar a las lombrices.* • No elimina organismos patógenos.* <p>*(Ndegwa y Thompson, 2001: 108).</p>	
---	--	---	--

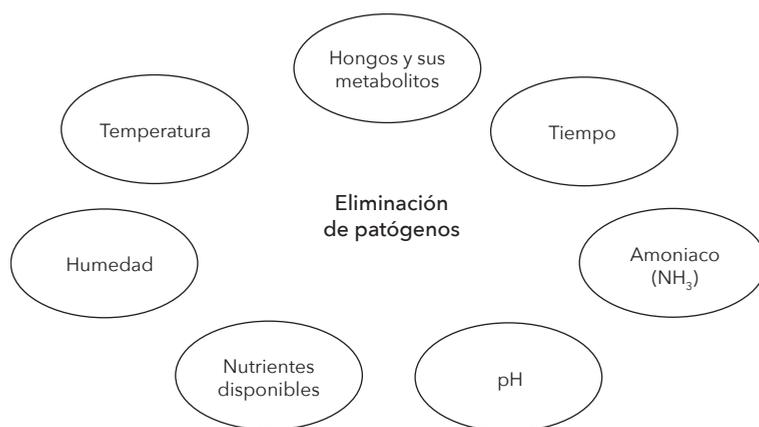
Supresión de organismos patógenos durante el compostaje de lodos residuales

La eliminación de patógenos del LR durante el compostaje generalmente se atribuye a las temperaturas termófilas alcanzadas (55-75°C) (Yañez, Alonso y Díaz, 2009: 5827; Cabañas-Vargas *et al.*, 2013: 2152; Fourti, 2013: 43; Wang *et al.*, 2013: 608). Sin embargo, son un conjunto de factores (figura XIII. 2) los que participan en la disminución o supresión total de los patógenos (Wolna-Maruwka, 2012: 772). Diversas investigaciones sugieren que la temperatura/tiempo no son los principales factores al eliminar patógenos de una composta (Wolna-Maruwka, 2012: 772; Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 34; Peña, 2014: 79; Caballero, 2014: 22), y que tanto el contenido de humedad, generación de amoníaco y la actividad supresora de algunos microorganismos, que producen antibióticos, ejercen un efecto inhibitor debido a la competencia y al agotamiento de los nutrientes sobre el desarrollo de organismos patógenos (Turner, 2002: 57; Shafawati y Siddiquee, 2013: 247; Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 35; Peña, 2014: 88; Caballero, 2014: 25).

Así, factores como pH, humedad, amoníaco y presencia de metabolitos secundarios, producidos por hongos y actinomicetos, ejercen un efecto inhibitor de coliformes fecales durante el compostaje de LR (Wolna-Maruwka, 2012: 772; Shafawati y Siddiquee, 2013: 247; Turner *et al.*, 2002: 57; Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 36). Asimismo, se ha encontrado que tanto la temperatura como el antagonismo microbiano, participan en la supresión de *Salmonella* (Dumontet, Dinel y Boloda, 1999: 412). En la fase mesófila de enfriamiento ocurre un antagonismo de hongos y actinomicetos hacia *Salmonella*, coliformes fecales y huevos de helmintos (Wolna-Maruwka, 2012: 775), el cual surge de la

competencia por espacio y consumo de nutrientes, donde se ejercen diversos mecanismos de control biológico tal como antibiosis, parasitismo y depredación (Cwalina-Ambroziak y Wierzbowska, 2011: 367; Wolna-Maruwka, 2012; 772; Senechkin, Van Overbeek y Van Bruggen, 2014: 148). Los hongos secretan antibióticos como la penicilina y los actinomicetos la estreptomycinina provocando la lisis de las paredes celulares de los patógenos (Diáñez, Santos y Tello, 2007: 1; Wolna-Maruwka, 2012; 778). Una ventaja que presentan los hongos sobre los patógenos es que son capaces de crecer a bajas temperaturas, en escaso contenido de nitrógeno y en un medio ácido (More *et al.*, 2010: 7693). Asimismo, los hongos del género *Penicillium*, *Aspergillus*, *Paecilomyces* y *Trichoderma* han mostrado este efecto de supresión (More *et al.*, 2010: 7698; Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 58). En el compostaje de LR y lirio acuático fermentado se reportó que, sin alcanzar temperaturas termófilas, hubo supresión de patógenos, debido a un alto contenido de amoníaco (> 500 mg NH₃/kg) y presencia de hongos supresores (Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 58).

Figura. XIII.2. Factores que influyen en la eliminación de organismos patógenos durante el compostaje



Los hongos más comunes encontrados en LR se presentan en la tabla XIII.3, aunque More *et al.* (2010: 7692) identificaron 38 especies de hongos en muestras de aguas residuales, LR y lixiviados de LR, apareciendo el género *Penicillium* en el 50% de las comunidades estudiadas.

Tabla XIII. 3. Género y especie de hongos más comunes en lodos residuales

Género	Especie
<i>Penicillium</i>	<i>Penicillium spp., communnae, lividum, vulpinum, janczewskii, spinulosum, granulatum, corylophilum, waskmanii, citrinum, roqueforti, camembertii, chrysogenum, atramentosum, juniculosum, janthinellum, brevicompactum, corylophilum, cylopium, deversum, implicatum, lanosum, steckii, stoloniferum, variable.</i>
<i>Aspergillus</i>	<i>Aspergillus spp., terries, flavus, phoenicis, niger, ficuum, fumigates, ustus, bruneo-uniseriatus, flavus, fumigatus, parasiticus, versicolor.</i>
<i>Paecilomyces</i>	<i>Paecilomyces sp., elegans, varioti.</i>
<i>Rhizopus</i>	<i>Rhizopus spp., arrhizus.</i>
<i>Trichoderma</i>	<i>Harzianum, viride, koningii, reesei.</i>
<i>Fusarium</i>	<i>Fusarium spp., equisetii, solani, moniliforme, oxysporum.</i>

Fuente: adaptado de More et al. (2010: 7692).

Conclusiones

El LR es un residuo que contiene metales pesados y microorganismos patógenos, además se caracteriza por tener una estructura compacta y plástica, con un alto contenido de humedad y una baja relación C/N. Con el fin de mejorar estas características para ser aprovechado mediante compostaje, se utilizan enmiendas, que en su mayoría contienen celulosa y fuentes de carbono más simples. Estas enmiendas aceleran el proceso de degradación de la materia orgánica, asimismo se ha descrito que reducen la generación de amoníaco mitigando los daños al ambiente y la salud pública. Esta generación de amoníaco adquiere especial relevancia cuando el compostaje se emplea como pretratamiento del sistema integral "compostaje-lombricompostaje", por el efecto tóxico que tiene este compuesto para las lombrices de tierra.

Finalmente, se ha descrito ampliamente que las altas temperaturas alcanzadas durante el compostaje son el principal factor que influye en la eliminación de organismos patógenos. Sin embargo, se ha encontrado que factores como pH, humedad, amoníaco y presencia de metabolitos secundarios, producidos por hongos y actinomicetos, provocan la supresión y reducción de los organismos patógenos.

Bibliografía

- Aalok, A., A. K. Tripathi y P. Soni (2008). "Vermicomposting: A Better Option for Organic Solid", en *Journal of Human Ecology*, 24 (1), pp. 59-64.
- Ammari, T. G., Q. Al-Omari y B. E. Abbassi (2012). "Composting Sewage Sludge Amended with Different Sawdust Proportions and Textures and Organic Waste of Food Industry-assessment of Quality", en *Environmental Technology*, (1), pp. 1-9.
- Ashraf, R., F. Shahid y T. A. Ali (2007). "Association of Fungi, Bacteria and Actinomycetes with Different Composts", en *Pakistan Journal of Botany*, 39 (6), pp. 2141-2151.
- Bien, J. et al. (2011). "Composting Process as an Alternative Method for the Disposal of Sewage Sludge and Organic Fraction of Municipal Solid Waste", en *Civil Engineering and Environmental Systems*, (6), pp. 127-136.
- Boniecki, P. et al. (2012). "Artificial Neural Networks for Modeling Ammonia Emissions Released from Sewage Sludge Composting", en *Atmospheric Environment*, (57), pp. 49-54.
- Caballero Viñas, J. (2014). "Estudio de los efectos de la densidad de lombriz y la relación superficie/volumen en un vermireactor de alta tasa, alimentando con lirio acuático seco y lodo residual precomposteados", en *Avances de Tesis doctorado*, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México.
- Cabañas-Vargas, D. D. et al. (2013). "Composting Used as a Low Cost Method for Pathogen Elimination in Sewage Sludge in Mérida, México", en *Sustainability*, (5), pp. 3150-3158.
- Chen, L. y W. Xin-Wu (2010). "Reduction of Ammonia Hydrogen Sulfide and Short-chain Fatty Acids Emission During the Sewage Sludge Composting", en *Clean-Soil Air Water*, 38 (11), pp. 998-1005.
- Correa-Nogueirol, R. et al. (2013). "Concentrations of Cu, Fe, Mn, and Zn in Tropical Soils Amended with Sewage Sludge and Composted Sewage Sludge", en *Environmental Monitoring and Assessment*, (185), pp. 2929-2938.

- Cukjati, N. et al. (2012). "Composting of Anaerobic Sludge: An Economically Feasible Element of a Sustainable Sewage Sludge Management", en *Journal of Environmental Management*, (106), pp. 48-55.
- Cwalina-Ambroziak, B. y J. Wierzbowska (2011). "Soil fungal Communities Shaped Under the Influence of Organic Fertilization", en *Journal of Elementology*, 10 (5601), pp. 365-375.
- Del Águila-Juárez, P., J. Lugo de la Fuente y R. Vaca Paulín (2011). "Vermicomposting as a Process to Stabilize Organic Waste and Sewage Sludge as an Application for Soil", en *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, (14), pp. 949-963.
- Diáñez, F., M. Santos y J. C. Tello (2007). "Suppressive Effects of Grape Marc Compost on Phytopathogenic Oomycetes", en *Archives of Phytopathology and Plant Protection*, 40 (1), pp. 1-18.
- Doublet, J. et al. (2010). "Sewage Sludge Composting: Influence of Initial Mixtures on Organic Matter Evolution and N Availability in the Final Composts", en *Waste Management*, (30), pp. 1922-1930.
- Dumontet, S., H. Dinel y S. B. Baloda (1999). "Pathogen Reduction in Sewage Sludge by Composting and Other Biological treatments: A review", en *Biological Agriculture and Horticulture*, (16), pp. 409-430.
- El Fels, L. et al. (2014). "Assessment of Biotransformation of Organic Matter During Co-composting of Sewage Sludge-lignocelulosic Waste by Chemical, FTIR Analyses, and Phytotoxicity Tests", en *International Biodeterioration and Biodegradation*, (87), pp. 128-137.
- Fourti, O. (2013). "Review: The Maturity Tests During the Composting of Municipal Solid Wastes", en *Resources Conservation and Recycling*, (72), pp. 43-49.
- Fründ, H. C. et al. (2010). "Using Earthworms as Model Organisms in the Laboratory: Recommendations for Experimental Implementations", en *Pedobiología*, (53), pp. 119-125.
- Fu, J. et al. (2013). "Biodegradation of Phthalic Acid Esters in Sewage Sludge by Composting with Pig Manure and Rice Straw", en *Environmental Earth Sciences*, (68), pp. 2289-2299.

- Gajalakshmi, S., E. V. Ramasamy y S. A. Abbasi (2002). "Vermicomposting of Different Forms of Water Hyacinth by the Earthworm *Eudrilus eugeniae* Kinberg", en *Bioresource Technology*, (82), pp. 165-169.
- Gajalakshmi, S. y S. A. Abbasi (2008). "Solid Waste Management by Composting: State of the Art. Critical Review", en *Environmental Science and Technology*, 38 (5), p. 311.
- Hafner, S., F. Montes y A. Rotz (2013). "The Role of Carbon Dioxide in Emission of Ammonia from Manure", en *Atmospheric Environment*, (66), pp. 63-71.
- Hait, S. y V. Tare (2011a). "Vermistabilization of Primary Sewage Sludge", en *Bioresource Technology*, (102), pp. 2812-2820.
- _____ (2011b). "Optimizing Vermistabilization of Waste Activated Sludge Using Vermicompost as Bulking Material", en *Waste Management*, (31), pp. 502-511.
- _____ (2012). "Transformation and Availability of Nutrients and Heavy Metals During Integrated Composting-vermicomposting of Sewage Sludges", en *Ecotoxicology and Environmental Safety*, (79), pp. 214-224.
- Hill, G. B., S. A. Baldwin y B. Vinnerås (2013c). "Evaluation of Solvita Compost Stability and Maturity Tests for Assessment of Quality of End-products from Mixed Latrine Style Compost Toilets", en *Waste Management*, (33), pp. 1602-1606.
- Jiménez-Moleón, M. C., J. Caballero-Viñas y M. Lucero-Chávez (2014). "Efecto del material de enmienda sobre la composta de lodo residual y lirio acuático", en *Memorias del XIII Congreso Internacional y XIX Congreso Nacional de Ciencias Ambientales*. Acapulco (México) del 11 al 13 de junio de 2014 (en CD).
- Khalil, A. I. et al. (2011). "Changes in Physical, Chemical and Microbial Parameters During the Composting of Municipal Sewage Sludge", en *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, (27), pp. 2359-2369.
- Komilis, D., A. Evangelou y E. Voudrias (2011). "Monitoring and Optimizing the Co-composting of Dewatered Sludge: A Mixture Experimental Design Approach", en *Journal of Environmental Management*, (92), pp. 2241-2249.

- Kulikowska, D. y E. Klimiuk (2011). "Organic Matter Transformations and Kinetics During Sewage Sludge Composting in a Two-Stage System", en *Bioresource Technology*, (102), pp. 10951-10958.
- Li, Y. et al. (2013a). "A New Insights into the Interactions Between Carbon Dioxide and Ammonia Emissions During Sewage Sludge Composting", en *Bioresource Technology*, (136), pp. 385-393.
- Li, Y. et al. (2013b). "Ammonia Emissions and Biodegradation of Organic Carbon During Sewage Sludge Composting with Different Extra Carbon Sources", en *International Biodeterioration and Biodegradation*, (85), pp. 624-630.
- Malińska, K. y M. Zabochnicka-Świątek (2013). Selection of Bulking Agents for Composting of Sewage Sludge, en *International Environmental Law*, 39 (2), pp. 91-103.
- Maulini-Durán, C. et al. (2013). "A Systematic Study of the Gaseous Emissions from Biosolids Composting: Raw Sludge Versus Anaerobically Digested Sludge", en *Bioresource Technology*, (147), pp. 43-51.
- More, T. T. et al. (2010). "Potential Use of Filamentous Fungi for Wastewater Sludge Treatment", en *Bioresource Technology*, (101), pp. 7691-7700.
- Muñoz, M., M. F. Gómez-Rico y R. Font (2013). "Use of Thermogravimetry for Single Characterisation of Samples of the Composting Process from Sewage Sludge", en *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, (103), pp. 261-267.
- Ndegwa, P. M. y S. A. Thompson (2001). "Integrating Composting and Vermicomposting in the Treatment and Bioconversion of Biosolids", en *Bioresource Technology*, (76), pp. 107-112.
- Nicolás, C. et al. (2014). "Soil Aggregation in a Semiarid Soil Amended with Composted and Non-composted Sewage Sludge - A Field Experiment", en *Geoderma*, 219 (220), pp. 24-31.
- Ouyang, J. X. et al. (2014). "Static Aerobic Composting of Municipal Sewage Sludge with Forced Ventilation: Using Matured Compost as Bulking Conditioner", en *Journal of Central South University*, (21), pp. 303-309.

- Pagans, E. *et al.* (2006). "Ammonia Emissions from the Composting of Different Organic Wastes: Dependency on Process Temperature", en *Chemosphere*, (62), pp. 1534-1542.
- Peña Pichardo, P. (2014). "Efecto de la dosis adicionada y la presentación de lirio acuático (fresco y libre de ácidos grasos volátiles) sobre la composta de lodo residual municipal". Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México.
- Ramírez-Coutiño, V. *et al.* (2013). "Evaluation of the Composting Process in Digested Sewage Sludge from a Municipal Wastewater Treatment Plant in the City of San Miguel de Allende, Central México", en *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29 (3), pp. 87-89.
- Rihani, M. *et al.* (2010). "In-vessel Treatment of Urban Primary Sludge by Aerobic Composting", en *Bioresource Technology*, (101), pp. 5988-5995.
- Rodríguez, L. *et al.* (2012). "Domestic Sewage Sludge Composting in a Rotary Drum Reactor: Optimizing the Thermophilic Stage", en *Journal of Environmental Management*, (112), pp. 284-291.
- Salmiati, M. R. S., Z. Ujang y S. Azman (2012). "Potential of Sewage Sludge as Soil Amendment", en *2nd International Conference on Environment and Industrial Innovation. Proceedings... Singapore*, 35, pp. 66-70.
- Sciubba, L. *et al.* (2013). "Effect of Biosolids from Municipal Sewage Sludge Composted with Rice Husk on Soil Functionality", en *Biology and Fertility of Soils*, (49), pp. 597-608.
- Senechkin, I. V., L. S. Van Overbeek y A. Van Bruggen (2014). "Greater Fusarium wilt Suppression After Complex than After Simple Organic Amendments as Affected by Soil pH, Total Carbon and Ammonia-oxidizing Bacteria", en *Applied Soil Ecology*, (73), pp. 148-155.
- Shafawati, S. N. y S. Siddiquee (2013). "Composting of Oil palm Fibers and *Trichoderma* spp. as the Biological Control Agent: A review", en *International Biodeterioration and Biodegradation*, (85), pp. 243-253.
- Tello-Andrade, A. F., M. C. Jiménez-Moleón y G. Sánchez-Galván (2013). "Compostaje de lodo residual y lirio acuático: efecto de la presentación de la planta (fresca y parcialmente digerida)", en *III Con-*

greso Latinoamericano de Biotecnología Ambiental y Algal. Abril 2013 en David, Chiriquí, República de Panamá. En Cd.

- Tuomela, M. et al. (2000). "Biodegradation of Lignin in a Compost Environment: A Review", *Bioresource Technology*, (72), pp. 169-183.
- Turner, C. (2002), "The Thermal Inactivation of *E. coli* in Straw and Pig Manure", en *Bioresource Technology*, (84), pp. 57-61.
- Tyagi, V. K. y S. L. Lo (2011). "Application of Physico-chemical Pretreatment: Methods to Enhance the Sludge Disintegration and Subsequent Anaerobic Digestion: An Update Review", en *Environmental Science Biotechnology*, (10), pp. 215-242.
- United States Department of Agriculture / Natural Resources Conservation Service (2000). "Composting in Part 637 Environmental Engineering National Engineering Handbook". Editors. Washington, D.C. p. 6.
- Usman, K. et al. (2012). "Sewage Sludge: An Important Biological Resource for Sustainable Agriculture and its Environmental Implications", en *American Journal of Plant Sciences*, 3 (12), 1708.
- Villaseñor, J., L. Rodríguez y F. J. Fernández (2011). "Composting Domestic Sewage Sludge with Natural Zeolites in a Rotary Drum Reactor", en *Bioresource Technology*, (102), pp. 1447-1454.
- Wang, K. et al. (2011), "Spatial Distribution of Dynamics Characteristic in the Intermittent Aeration Static Composting of Sewage Sludge", en *Bioresource Technology*, 102 (9), pp. 5528-5532.
- Wang, K. et al. (2013). "The Modelling of Combined Strategies to Achieve Thermophilic Composting of Sludge in Cold Region", en *International Biodeterioration and Biodegradation*, (85), pp. 608-616.
- Wolna-Maruwka, A. (2012). "Analysis of the Impact of Factors Affecting Survivability of Bacteria from the *Enterobacteriaceae* Family During Sewage Sludge Composting", en *Polish Journal of Environmental*, 21 (3), pp. 771-781.
- Wong, J. W. C. et al. (2011). "Influence of Different Mixing Ratios on In-vessel Co-composting of Sewage Sludge with Horse Stable Straw Bedding Waste: Maturity and Process Evaluation", en *Waste Management Resources*, 29 (11), pp. 1164-1170.

- Yañez, R., J. L. Alonso y M. J. Díaz (2009). "Influence of Bulking Agent on Sewage Sludge Composting Process", en *Bioresource Technology*, (100), pp. 5827-5833.
- Zhang, J. et al. (2010). "Simulation of Substrate Degradation in Composting of Sewage Sludge", en *Waste Management*, (30), pp. 1931-1938.
- Zigmontiené, A. y E. Zuokaité (2010). "Investigation Into Emissions of Gaseous Pollutants During Sewage Sludge Composting with Wood Waste", en *Journal of Environmental of Engineering Landscape*, 18 (2), pp.128-136.
- Zhou, H. B. et al. (2014). "Application of a Recyclable Plastic Bulking Agent for Sewage Sludge Composting", en *Bioresource Technology*, (152), pp. 329-336.
- Zuokaité, E. y A. Zigmontiené (2013). "Application of a Natural Cover During Sewage Sludge Composting to Reduce Gaseous Emissions", en *Polish Journal of Environmental Studies*, 22 (2), pp. 621-626.