

Residuos orgánicos: ¿basura o recurso?

Organic waste: garbage or resource?



Recursos Naturales y Sociedad, 2021. Vol. 7 (3): 19-42. <https://doi.org/10.18846/renaysoc.2021.07.07.03.0004>

De Anda-Trasviña Andrea¹, García-Galindo Emilio¹, Peña-Castañón Ailed¹, Seminario-Peña Joselyn¹, Nieto-Garibay Alejandra^{1*}

¹CONACYT-Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), La Paz, Baja California Sur, México.

* Autor de correspondencia correo electrónico: anieto04@cibnor.mx

Resumen

La generación de residuos sólidos urbanos (RSU) constituyen una de las mayores preocupaciones a nivel mundial debido al impacto social y ambiental que producen. Alrededor del 50% de los RSU están compuestos por residuos orgánicos (RO). En la actualidad las principales prácticas de manejo de los RO son inadecuadas, favoreciendo el avance del calentamiento global debido a la producción de gases de efecto invernadero, contaminación de suelos y cuerpos de agua producto de la expulsión de lixiviados, así como la propagación de enfermedades por la atracción de vectores. Ante este escenario, es imprescindible la aplicación de métodos para la gestión de los RO que sean económicamente viables y supongan un bajo impacto al ambiente. En ese sentido, el compostaje y lombricompostaje son tecnologías consideradas de bajo costo, que contribuyen al manejo responsable de los RO y que además derivan en subproductos con atributos benéficos para el ambiente.

Palabras clave: fertilizante orgánico, compostaje, lombricompostaje

Abstract

The generation of urban solid waste (MSW) is one of the major problems due to social and environmental impacts are produced worldwide. Around 50% of MSW are composed of organic waste (OW). Currently, the main organic waste management methods are inadequate, as they produce greenhouse gases which contribute to global warming, also polluting soil and water sources by the production of leachates, as well as spreading diseases by the attraction of vectors. Hence, it is essential to apply economically viable and low environmental impact methods for organic waste management. Therefore, composting and vermicomposting are

low-cost technologies that contribute to the responsible management of organic waste, furthermore, its by-products are beneficial to the environment.

Keywords: organic fertilizer, compost, vermicompost

Introducción

La urbanización e industrialización han dado como resultado el incremento en la generación de residuos sólidos urbanos (RSU), que, en la actualidad, representan uno de los mayores desafíos a nivel mundial, principalmente por el alto costo que implica su manejo (Kaur, 2020; Raksasat *et al.*, 2020). Los RSU están compuestos por una fracción sólida representada por materiales como metal, cartón vidrio y plásticos, y una de origen biológico, conocida como residuos orgánicos (RO) y que se refiere a los residuos vegetales, animales, y los resultantes de la elaboración de alimentos (Paritosh *et al.*, 2018). De ser gestionados

inadecuadamente, los RO pueden provocar afectaciones en el medio ambiente reflejadas en la disminución de la calidad de suelo, aire y agua. En ese sentido, la búsqueda de técnicas de bajos costos para el manejo de los RO cobra relevancia (Takata *et al.*, 2012). Entre las alternativas más destacadas a nivel mundial para este fin se encuentran el compostaje y lombricompostaje. Ambas técnicas han demostrado ser eficientes, económicas y de bajo impacto ambiental (Bin Dohaish, 2020).

Ante lo anterior, el trabajo tiene por objetivo sensibilizar al lector de la problemática que conlleva el manejo inadecuado de los RO, así como profundizar en los procesos de compostaje y lombricompostaje como alternativas sustentables para manejo. Además dar a conocer algunos de los proyectos de estudiantes del Programa de Doctorado en Agricultura sustentable que se realizan en este ámbito de estudio.

Los residuos sólidos urbanos y su gestión en el mundo: la cruda realidad

Según el Banco Mundial (2018) de acuerdo con el informe What a waste 2.0, en la actualidad, anualmente se generan 2,010 millones de toneladas (mdt) de RSU y se estima que en el año 2050 se generen 3,400 mdt, lo que representaría un incremento del 70%, en promedio, de la generación diaria de RSU por persona es decir de 0.74 kg; a nivel mundial, los países de altos ingresos son responsables de la generación del 34% de los RSU, estimados en 638 mdt (Kaza *et al.*, 2018).

De acuerdo con un estudio publicado por Kaza *et al* (2018), donde mencionan que los RSU tienen como destino final los rellenos sanitarios (37%), disposición a cielo abierto (33%), reciclaje o compostaje (19%) e incineración (11%) a nivel mundial (Figura 1). En América Latina y el Caribe, 145,000 t día⁻¹ de residuos se destinan a los rellenos sanitarios, donde algunos de los factores del incremento en la generación de residuos son la tasa de urbanización (80%), el crecimiento económico y los patrones de producción y de consumo de una economía lineal (Savino *et al.*, 2018).

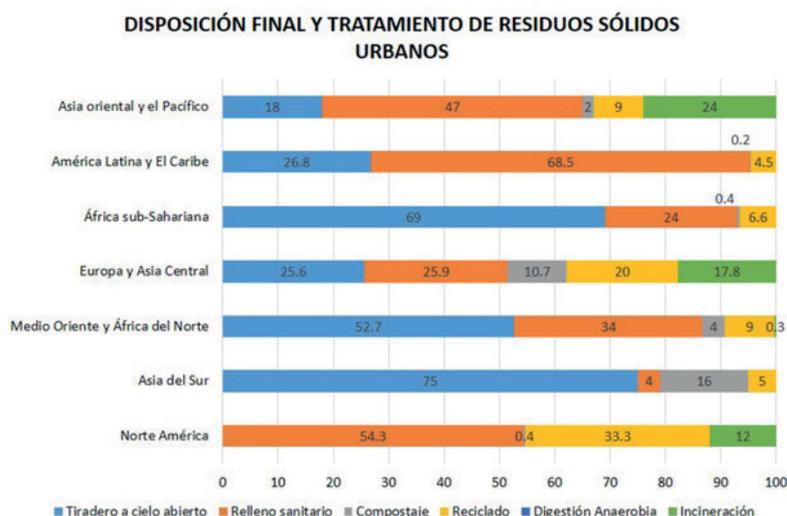


Figura 1. Disposición final de residuos sólidos urbanos por región a nivel mundial (Fuente: Informe What a waste 2.0 del Banco Mundial, 2018).

En México, anualmente se generan 44 millones de toneladas de RSU, es decir, 120,128 toneladas diariamente (Figura 2), equivalente a la generación de 0.944 kg. de RSU al día por habitante (SEMARNAT, 2020). Adicionalmente, los sistemas de recolección de estos residuos conforman un servicio del cual carecen la mayoría de los habitantes, con una cobertura estimada del 83.9%, y del cual adolece el 10% de los municipios del país, estimándose que 16.1% de los residuos no son recolectados quedando sin control en el ambiente (SEMARNAT, 2020). Como parte de los destinos que pueden tener los RSU se encuentran los centros de acopio, que son instalaciones donde se reciben, organizan y acumulan distintos subproductos de dichos residuos, para posteriormente ser enviados a operaciones de tratamiento o reciclaje (SEMARNAT, 2020). Sin embargo, en México de los 2,203 sitios de disposición final, 2,030 carecen de infraestructura para un correcto control de las emisiones al aire, suelo y agua según INEGI en su comunicado de prensa del 2020 (INEGI,2020).

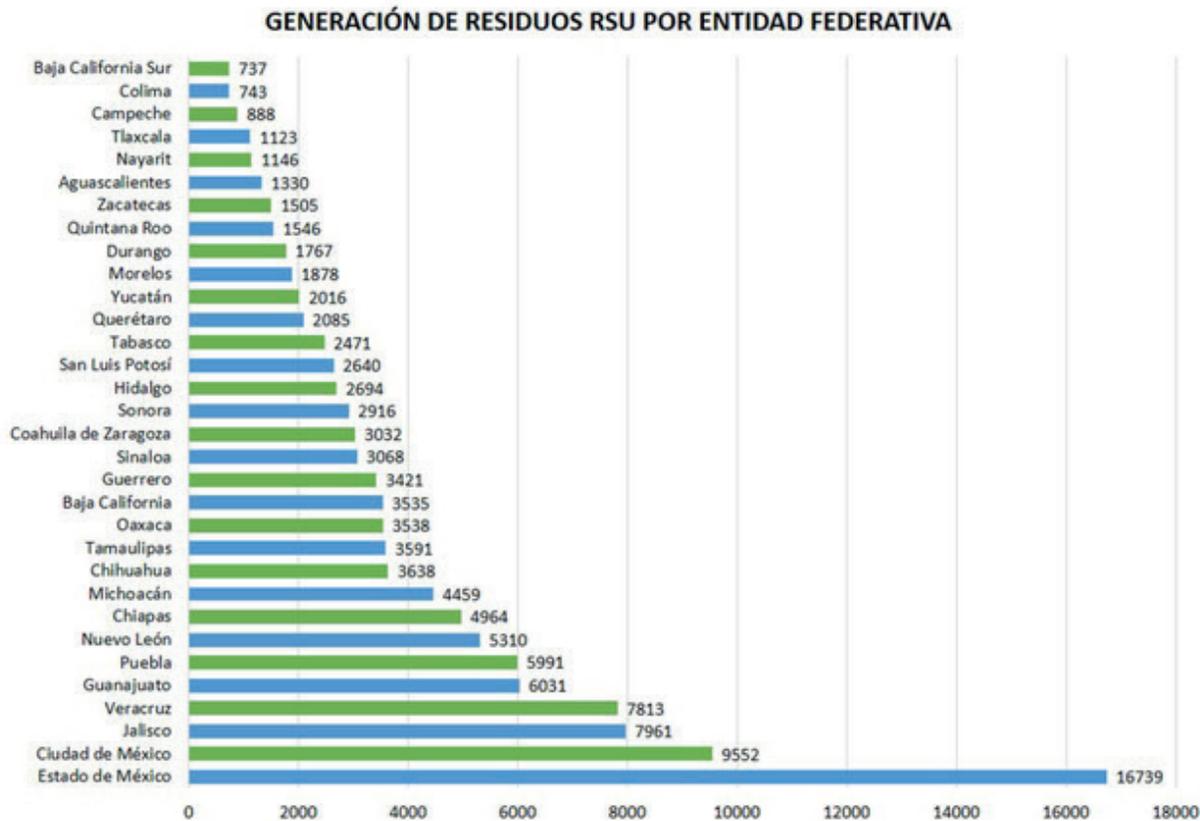


Figura 2. Generación de residuos sólidos urbanos por entidad federativa en t/día (Fuente: Fuente: SEMARNAT, 2020).

En el estado de Baja California Sur la cantidad promedio diaria de RSU recolectados en el año 2018 fue de 1,086,255 kg., siendo el municipio de La Paz el que generó una mayor cantidad de RSU, seguido de Los Cabos (INEGI, 2020). El estudio realizado por la Cooperación Alemana al Desarrollo

en el año 2016 informó que la cantidad promedio de RSU generado diariamente por habitante en la ciudad de La Paz es de 0.495 kg. (GIZ, 2016), los cuales tienen como disposición final los rellenos sanitarios.

Residuos orgánicos: la mitad del problema

El conocimiento sobre la composición de los RSU tiene como finalidad fundamental determinar los subproductos o fracciones de los residuos que son aprovechables o que pueden ser valorizados, así como determinar cuáles son los sistemas más adecuados para ello (SEMARNAT, 2020).

En ese sentido, el 44% de los RSU están compuestos por residuos orgánicos (RO) (restos de comida, poda y jardinería), cifras que los sitúan como la fracción de mayor representación de los RSU a nivel mundial (Kaza *et al.*, 2018). En México el 44% de los RSU están compuestos por esta fracción orgánica

(Figura 3) (SEMARNAT, 2020). Según datos de la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA, 2017) la generación total anual per cápita de residuos orgánicos en México es de 327.3 millones de toneladas, de los cuales, solo el 7% es aprovechada por medio de actividades como digestión anaeróbica y compostaje industrial (CCA, 2017). A nivel local, en la ciudad de La Paz alrededor del 58% de los RSU son orgánicos, compuestos principalmente por restos de alimentos y jardinería siguiendo una tendencia similar a lo que sucede a nivel mundial (GIZ, 2016).

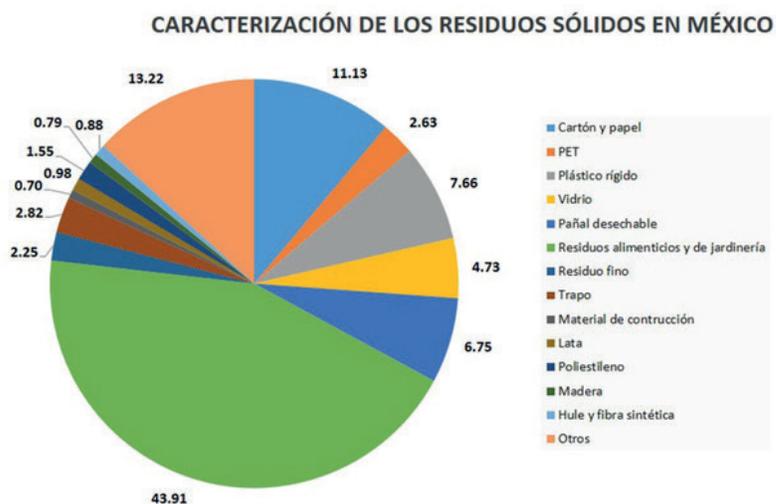


Figura 3. Caracterización de residuos sólidos urbanos en México (Fuente: SEMARNAT 2020)

En nuestro país los problemas derivados del manejo de los RSU y en particular con los RO se originan desde la carente separación de estos. De acuerdo con el censo publicado por INEGI en 2019 del 100% de los RSU recolectados a nivel nacional, el 88% correspondió a recolección no selectiva y el 12% a recolección selectiva (es decir, a la separación de los RSU en orgánicos e inorgánicos)

Las entidades federativas que reportaron la mayor cantidad promedio diaria de residuos recolectados de manera selectiva fueron Ciudad de México (81%), México (10%), Guanajuato (3%) y Veracruz (2%). En contraparte, las entidades que reportaron la

ausencia de separación de residuos fueron Baja California, Baja California Sur, Campeche, Aguascalientes, entre otros (INEGI, 2019); lo que representa una oportunidad para abordar estudios y programas gubernamentales que fomenten la importancia de la separación selectiva de los RSU desde su generación hasta la obtención de productos derivados de su tratamiento con fines de sustentabilidad.

Además, las prácticas tradicionales de disposición final de los RSU (es decir, el depósito o confinamiento permanente en sitios que permitan evitar su presencia en el ambiente), está compuesta principalmente por dos tipos: los rellenos sanitarios y los rellenos de tierra controlados (SEMARNAT, 2012).

En ese sentido, la disposición final de los residuos orgánicos a través de estas prácticas tradicionales conlleva un impacto social, económico y ambiental. Ya que, ante la ausencia de algún tipo de tratamiento,

su descomposición produce gases de efecto invernadero que contribuyen al calentamiento global (Lu *et al.*, 2009; Modupe *et al.*, 2018), contaminan suelos y cuerpos de agua debido a la generación de lixiviados (Li *et al.*, 2013; Taheri *et al.*, 2014) y al atraer fauna de distintos tipos, favorecen la formación de focos de infección con el potencial de transmitir enfermedades entre la población humana (Salam, 2010). Ante lo anterior, el desarrollo de métodos adecuados para la gestión de este tipo de residuos implicaría un costo menor comparado con la remediación de los problemas que pueden surgir de mantener las prácticas tradicionales (Kaza *et al.*, 2018).

Algunos de los métodos alternativos para la gestión de grandes cantidades de residuos orgánicos, de manera sostenible, son el compostaje y lombricompostaje (Raut *et al.*, 2008). Estas prácticas sustentables favorecen la reducción de los residuos que van al relleno sanitario o vertederos. En países como Estados Unidos y Canadá, el 32% de residuos orgánicos son destinados al compostaje, mientras que en México sólo el 7% (aprox. 56,427 t día⁻¹) son tratados mediante compostaje o biodigestión (CCA, 2017; SEMARNAT, 2020).

La composta y sus beneficios: creando suelo fértil

En los últimos años se han incrementado el número de técnicas para el aprovechamiento de los residuos orgánicos, entre las más usadas está el proceso de compostaje, cuyo producto final se usa como abono orgánico para la mejora de suelos agrícolas (Richard, 2004; Wei *et al.*, 2017). Con este método el volumen de RO producidos puede disminuirse de un 40 a un 60%. Dependiendo la escala a la cual se produce la composta es la complejidad de la infraestructura necesaria y el costo de la transformación de los RO. Además de lo anterior, Yoshida *et al.* (2012) mencionan que el tratamiento de estos RO a través del compostaje reduce

la emisión de gases con efecto invernadero a la atmósfera comparado con tirarlos en los rellenos sanitarios.

La composta es el resultante de la descomposición de residuos orgánicos en condiciones controladas, es una sustancia similar a la capa de tierra más fértil de algunos suelos (Nieto-Garibay *et al.*, 2021; Paulin y O'Malley, 2008). Entre sus principales beneficios se encuentran la mejora de las propiedades fisicoquímicas (pH, capacidad de intercambio catiónico, textura del suelo y materia orgánica) y biológicas del suelo (microbiota) (Pandey y Singh, 2018), mayor retención de humedad (Zerbe, 2004), disminución del crecimiento de malezas (Ozores-Hampton, 2002). Además, proporciona un suministro de nutrientes (nitrógeno, fósforo, carbono y potasio) a largo plazo a medida que se descomponen los residuos orgánicos (Arvanitoyannis y Varzakas, 2008). Se ha demostrado que las compostas maduras provenientes de residuos orgánicos son más estables, es decir, no pasan por más procesos de descomposición, y tienen una mejor calidad que los fertilizantes inorgánicos comerciales (Chowdhury *et al.*, 2015; Costa *et al.*, 2016).

¿Qué se necesita saber para elaborar una composta?

Como se mencionó anteriormente para compostar se necesita residuos orgánicos, además de, aireación, humedad y temperaturas adecuadas (Richard, 2004). Estos materiales pasan por un proceso de fermentación en estado sólido, en donde los microorganismos del suelo (bacterias y hongos) descomponen el residuo orgánico en presencia de oxígeno y humedad (Sayara *et al.*, 2020). El compostaje es imitar el proceso que se da en la naturaleza cuando los residuos de vegetales, animales muertos y sus excretas caen al suelo y se empiezan a descomponer hasta integrarse al suelo (Román *et al.*, 2013). La aceleración de este proceso radica en fomentar las poblaciones de microorganismos

en su mayoría bacterias que usan a los RO como su alimento y al “comerlo” lo van transformando poco a poco (Palaniveloo *et al.*, 2020). La transformación implica el control de parámetros que favorecen la vida y multiplicación de los microorganismos que a continuación se mencionan para lograr una composta madura, es decir, con las mejores condiciones para maximizar sus beneficios al suelo:

1. La **humedad** es una variable esencial para lograr la optimización del compostaje.

La humedad ideal para el crecimiento microbiano puede variar desde el 50% hasta el 70% (Richard *et al.*, 2002), por encima o debajo de este rango origina malos olores y disminuye la velocidad del proceso (Iqbal *et al.*, 2010). Para perder la humedad excesiva por evaporación natural se puede añadir a la mezcla materia seca como hojarasca o aserrín, procurando mantener

una adecuada relación de Carbono/Nitrógeno (C/N), que equivale a 25 o 40 partes de carbono por 1 nitrógeno (Troy *et al.*, 2012). La forma en que podemos monitorear la humedad del proceso es tomar un puño de composta y apretarlo con la mano. Si al apretarlo se humedece la mano y no escurre agua entre los dedos, la humedad es óptima, si escurre existe un excedente de agua y si se desbarata el material es indicio de que le falta agua.

2. La relación de **Carbono/Nitrógeno (C/N)** es un indicador muy útil para evaluar el desarrollo y calidad del compostaje (Eiland *et al.*, 2001). Además, este factor influye en la velocidad del proceso y en la pérdida de amonio durante el compostaje (Guo *et al.*, 2012). Al iniciar el proceso del compostaje las proporciones adecuadas de C/N deben fluctuar alrededor de 30 partes de C por cada 1 de N para el desarrollo de la actividad microbiana (Figura 4) (Kumar

et al., 2010). En caso la relación C/N es mayor a 40 la actividad biológica disminuye y los microorganismos deben oxidar el exceso de Carbono haciendo el proceso de compostaje más lento debido a la poca disponibilidad de Nitrógeno para la síntesis proteica de los microorganismos (Delgado *et al.*, 2019).

No obstante, si la relación de C/N es menor que 15 el proceso será más rápido, pero aumenta la pérdida de Nitrógeno, el cual se libera en forma de gas amoniaco (Román *et al.*, 2013), lo que significaría un desperdicio de nutrientes disponibles y la generación de malos olores (Ogunwande *et al.*, 2008; Sæbø y Ferrini, 2006). La relación de C/N disminuye a medida que se produce la degradación aeróbica de la materia orgánica por lo que al finalizar la relación C/N ideal para una composta madura debe ser cercano a 10 (Nieto-Garibay *et al.*, 2021).

3. El **pH** es una medida de acidez o alcalinidad dentro de una disolución, el pH óptimo para el crecimiento de los microorganismos debe ser cercano al neutro (pH 6–8) (Li *et al.*, 2013). Sin embargo, el pH puede variar durante el proceso de compostaje en un rango de 4 a 9 (Figura 4). Los valores muy ácidos (pH<4) o muy alcalinos (pH>9) pueden inhibir la actividad de la microbiota del suelo (Aruna *et al.*, 2018; Beck-Friis *et al.*, 2001). Si se conocen los valores de pH que va teniendo el proceso es posible saber si se está llevando a cabo debidamente. ¿Cómo saberlo? de forma práctica existen en el comercio “cintas de papel” conocidas como *papel tornasol* que mediante coloración indican el pH de una disolución, y que señala el valor numérico de pH por medio de una escala de colores.

4. La **temperatura** es un factor clave para el saneamiento y humificación del compostaje (Peña *et al.*, 2020). Al comenzar la actividad microbiana se genera calor aumentando la temperatura del material, el cual consiste en 3 fases de descomposición

aeróbica (Figura 4): fase mesófila inicial ($T < 25^{\circ}\text{C}$ a 45°C), fase termófila ($T > 45^{\circ}\text{C}$), y la fase mesófila final (cuando el proceso alcanza la temperatura inicial) (Partanen *et al.*, 2010). Finalmente, la composta llega a su etapa de madurez cuando tiene una textura de tierra suelta y granulosa, ligeramente húmeda, de color marrón oscuro, con un olor agradable y una temperatura similar a la ambiental. La forma en que se puede obtener la temperatura de los contenedores, pilas de compostaje, entre otros, se puede realizar con termómetros de mercurio y digitales (Palese *et al.*, 2020). En el CIBNOR se ha trabajado con un sistema automatizado que mide las temperaturas de pilas de compostaje de la base a la parte alta y permite tomar decisiones cuando el proceso de compostaje no se está realizando debidamente.

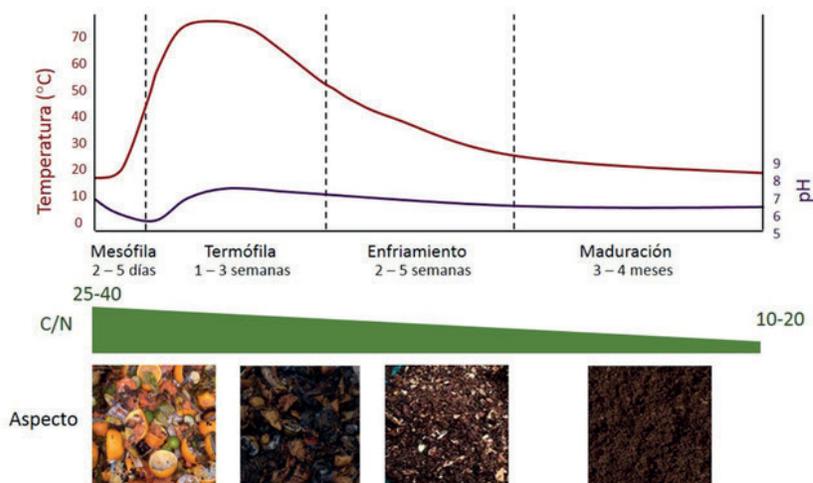


Figura 4. Etapas de maduración de la composta. (Elaborado con datos de Moreno *et al.*, 2014; Nieto-Garibay *et al.*, 2021 y Román *et al.*, 2013)

Lombrices y manejo de residuos orgánicos: aliadas poco conocidas.

El lombricompostaje o vermicompostaje destaca como uno de los métodos más utilizados para el manejo de residuos orgánicos (Chávez-Porras y Rodríguez-González, 2016). Al igual que el compostaje los RO reducen su volumen inicial en aproximadamente un 40%, por lo que es una buena opción para

contribuir al manejo de este tipo de residuos (Kaur, 2020).

Este método implica la cría de lombrices bajo condiciones controladas, aprovechando un conjunto de características fisiológicas y biológicas de ciertas especies de lombriz para el procesamiento de diversos residuos orgánicos (Ancona-Méndez *et al.*, 2006).

El lombricompostaje se puede definir como un proceso de degradación y estabilización de la materia orgánica generada por la acción conjunta entre bacterias, hongos y lombrices en condiciones mesófilas y aerobias (Eastman *et al.*, 2001; Moreno *et al.*, 2014).

En dicho proceso la fase física de degradación es realizada por las lombrices quienes mediante la ingesta y deposición de la materia orgánica reducen el tamaño de partícula, acelerando su descomposición (Aira *et al.*, 2009). Asimismo, bacterias y hongos realizan la fase bioquímica transformando los materiales orgánicos insolubles

en formas asimilables para las plantas (Domínguez, 2004; Kui *et al.*, 2014).

A partir del lombricompostaje se obtiene una fracción sólida conocida como lombricomposta (Figura 5) y una fracción líquida denominada lixiviado de lombriz (Figura 6). La lombricomposta está compuesta por el conjunto de excretas generadas por las lombrices durante el lombricompostaje y físicamente es un material oscuro, semejante a la tierra negra (Ancona-Méndez *et al.*, 2006). Mientras que el lixiviado de lombriz se caracteriza por poseer una coloración oscura-rojiza, similar a la de un café cargado (Gutiérrez-Miceli *et al.*, 2008).



Figura 5. Lombricomposta (abono orgánico) (Fuente: All That Grows, 2021)



Figura 6. Lixiviado de lombriz (Fuente: Lombritec)

A pesar de que existen ~8302 especies de lombrices en el mundo (Domínguez y Gómez-Brandón, 2010), solo alrededor de 21 se utilizan en el lombricompostaje (Munnoli *et al.*, 2010). Entre ellas la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*) es en la actualidad la especie más utilizada para este proceso (Vargas-Machuca *et al.*, 2008).

La lombriz roja californiana tiene una longitud media entre 60 y 120 mm y un diámetro de 3 a 6 mm. Es de coloración marrón, con bandas intersegmentarias pálidas y/o amarillentas (Edwards y Lofty, 1972) (Figura 7). Se caracterizan por desarrollar ciclos de vida cortos, elevadas tasas de reproducción (alto número de crías) y alcanzar la madurez en períodos cortos (Vargas-Machuca *et al.*, 2008).

En óptimas condiciones el ciclo de vida de *E. foetida*, es decir, desde el momento que se deposita un huevo hasta la puesta de huevos de la siguiente generación, dura alrededor de 90 días. Así, una

lombriz recién eclosionada tarda entre 40 y 70 días en llegar a la madurez sexual. En este sentido, la diferenciación entre una lombriz juvenil y otra madura sexualmente es evidente debido a la presencia de una estructura denominada clitelo, la cual es una protuberancia que se encuentra cercana a la cabeza (Domínguez y Gómez-Brandón, 2010; Vargas-Machuca *et al.*, 2008). Se trata de una especie hermafrodita, es decir, que posee ambos órganos sexuales, los cuales están contenidos en esta estructura (Figura 8).



Figura 7. Lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*)



Figura 8. Ejemplar maduro sexualmente, presencia de clitelo (abajo) y ejemplar juvenil, ausencia de clitelo (arriba)

Una vez en etapa reproductiva se produce la cópula en intervalos de alrededor de 7 días y se generan uno o dos capullos, también conocidos como cocones o huevos. La puesta de los cocones o huevos ocurre aproximadamente a las 48 h

de realizarse la cópula. Los cocones experimentan un período de incubación que oscila entre 21 y 30 días.

Transcurrido este lapso eclosionan de 2 a 4 lombrices de color rosado translúcido por cada cocón (Domínguez y Gómez-Brandón, 2010; Vargas-Machuca *et al.*, 2008). En la Figura 9 se muestra el ciclo de vida de manera esquemática.

La piel es un órgano especialmente importante, ya que, al carecer de órganos especializados para la respiración, el intercambio gaseoso sucede a través de ella, razón por la cual, es necesario mantener la humedad corporal.

Sin embargo, es necesario que la humedad ambiental también se mantenga en ciertos porcentajes, ya que este mecanismo por sí solo no es suficiente (Edwards y Lofty, 1972).

El lombricompostaje es un proceso que puede realizarse de maneras diversas. Sin embargo, es necesario proporcionar ciertas condiciones en el medio en el

que se desarrollarán las lombrices. En este sentido, en la Tabla 1 se presentan algunos valores de los parámetros necesarios a tomar en cuenta para lograr un óptimo desarrollo del ciclo de vida de *Eisenia foetida*.

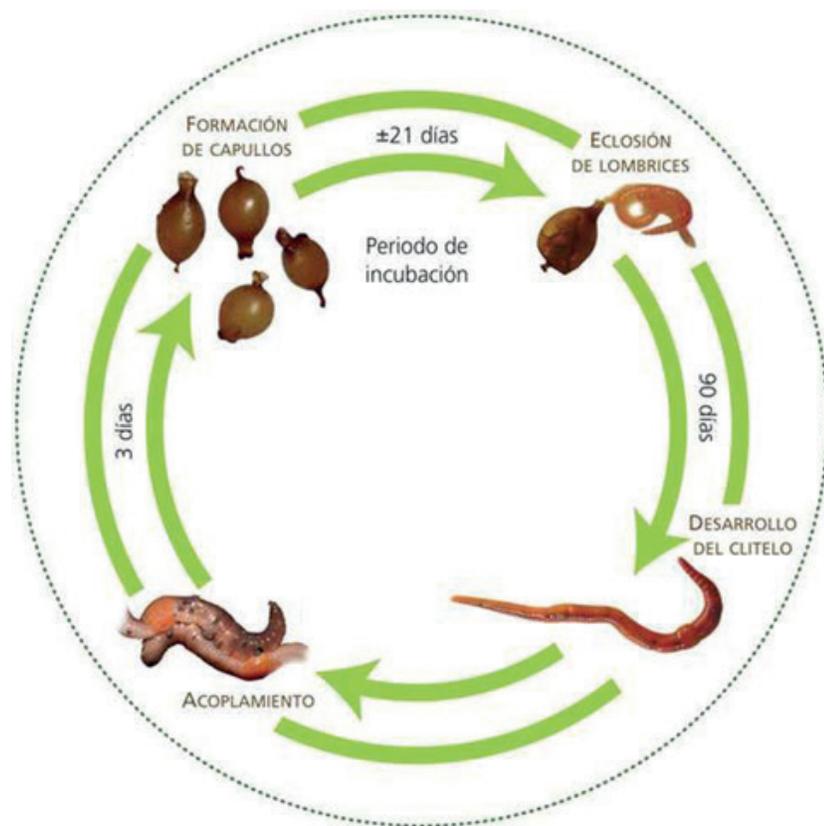


Figura 9. Ciclo de vida de la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*) (Fuente: <https://inversanet.wordpress.com/2011/09/07/ciclo-biologico-y-desarrollo-de-eisenia-foetida-lombriz-roja/>)

Tabla 1: Variables abióticas necesarias para el desarrollo de *Eisenia foetida*.

| Parámetros | Valores límites | Valor óptimo | Referencias |
|-------------|---------------------|----------------------|-------------------------------------|
| Temperatura | 0-35 °C | 25 °C | Domínguez, 2004 |
| Humedad | 50-90 % | 85 % | Vargas-Machuca <i>et al.</i> , 2008 |
| Salinidad | 8 dSm ⁻¹ | <4 dSm ⁻¹ | Edwards, 1988 |
| pH | 5-9 | 7 | Edwards y Bohlen, 1996 |
| Oxígeno | 55-65 % | - | |

Beneficios de la lombricomposta y lixiviados de lombriz

Ambos productos al ser aplicados a los cultivos mejoran la estructura del suelo, incrementando la disponibilidad de

nutrientes, porcentaje de materia orgánica (Domínguez *et al.*, 2004), potenciando su capacidad de retención de humedad y aumentando la capacidad de intercambio catiónico. Ejercen un efecto tampón debido a su pH cercano a la neutralidad. Poseen una carga bacteriana aproximada de 2×10^{12} bacterias/g, lo que los convierte en materiales activos biológicamente (Flores y Alvira, 1998); además de contener compuestos húmicos (Arancon *et al.*, 2005) y reguladores del crecimiento vegetal como ácido abscísico, auxinas, citoquininas, giberelinas y brasinoesteroides (Aremu *et al.*, 2015). Dichas cualidades convierten a la lombricomposta y lixiviado de lombriz en abonos muy completos para la agricultura.

La lombricomposta al ser un material rico en distintos nutrientes en formas asimilables para las plantas ha sido utilizada ampliamente en la industria hortícola. Está reportado que la adición de lombricomposta como sustrato

en una proporción de 20% (v:v), contribuyó al incremento de la producción de plantas de tomate y girasol (Bachman y Metzger, 2008).

Un trabajo publicado en 2014 reportó que la aplicación de lombricomposta como medio de cultivo además de incrementar distintas variables relacionadas con la producción (área foliar, producción de biomasa fresca y seca, entre otras) en un cultivo de menta (*Mentha piperita* L.) incrementó la producción de pigmentos involucrados en la fotosíntesis como clorofila (a y b) y carotenos; también se registró el incremento en la producción de aceites esenciales (Ayyobi *et al.*, 2014).

Paralelamente, el uso de lixiviados de lombriz con el propósito de potenciar la producción de distintos cultivos ha sido reportado en plantas de banano (Aremu *et al.*, 2012) en donde se reporta una mayor producción de hojas, mayor longitud de raíz y de tallos. Ávila-Juárez *et al.* (2015) reportaron que la aplicación de 100 ml de lixiviado de lombriz 2 veces por semana mejoró la calidad nutracéutica de frutos de tomate al incrementarse en 67% la concentración de licopenos (pigmentos fotosintéticos con propiedades antioxidantes).

Sin embargo, los beneficios que pueden aportar ambos abonos orgánicos van más allá de contribuir en la nutrición de las plantas. Ya que se ha reportado que la aplicación de ellos puede ayudar a atenuar o disminuir los efectos de distintos tipos de estrés en las plantas (Hosseinzadeh *et al.*, 2015). El estrés se produce cuando un organismo es sometido a condiciones significativamente diferentes a las óptimas para su desarrollo (considere el lector que estas condiciones óptimas varían según la especie y etapa de desarrollo en el que se encuentren las plantas) (Valladares *et al.*, 2014). En ese sentido, entre los distintos factores que pueden causar estrés en las plantas destacan la salinidad y la falta de agua (estrés hídrico). En la actualidad, ambos tipos de estrés se han incrementado en el mundo, entre otros factores, debido al recrudescimiento del

calentamiento global (Núñez-Vázquez *et al.*, 2017). Afectando especialmente las zonas áridas y semiáridas del planeta (López-Cuén *et al.*, 2020).

Ante el contexto anterior, el uso de lombricomposta y lixiviados de lombriz para disminuir los efectos del estrés salino ha sido reportado en cultivos como pepino (Sallaku *et al.*, 2009), maíz (Liu *et al.*, 2019), frijol (Beykhhormizi *et al.*, 2016), tomate (Benazzouk *et al.*, 2018), colza (Benazzouk *et al.*, 2020), granada (Bidabadi *et al.*, 2017), entre otros. Mientras que su aplicación para combatir los efectos nocivos del estrés hídrico ha sido reportada en chícharo (Hosseinzadeh *et al.*, 2018), caléndula (Shakib *et al.*, 2019), lenteja (Hosseinzadeh y Ahmadpour, 2018), entre otros.

Las razones por las cuales tanto la lombricomposta como los lixiviados contribuyen a disminuir los efectos de estos factores de estrés son diversos y dependen de su proceso de producción, materia prima utilizada en su elaboración, dosis y vía de aplicación

(foliar o edáfica en el caso de los lixiviados), especie y etapa del desarrollo en la que se encuentre la planta. Sin embargo, de manera general se debe a que modifican la estructura del suelo, incrementando su capacidad de almacenar agua, a la presencia de hormonas del crecimiento vegetal y el aporte de macro y micronutrientes (Hosseinzadeh *et al.*, 2018).

Proyectos relacionados con el uso de residuos orgánicos en el cibnor

En el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) se realizan estudios relacionados al aprovechamiento de residuos orgánicos con enfoque interdisciplinario. Algunas de las investigaciones que se realizan corresponden a tesis de alumnos del programa de doctorado en el Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales.

Uno de los aspectos importantes de la transformación de los RO es la adopción de las metodologías del compostaje y lombricompostaje por la población en las ciudades, para lograr un impacto real en el aspecto social, ambiental y económico.

En el CIBNOR se realiza actualmente el estudio de cómo y qué factores están relacionados en la adopción del tratamiento de los residuos orgánicos domésticos a través del compostaje (Figura 10), utilizando métodos innovadores que incluyen los factores socio-económicos. Con



Figura 10. Compostaje con residuos orgánicos domésticos (Foto: de Anda-Trasviña, 2020)

ellos es posible conocer más acerca de los factores sociales que influyen en la percepción y aceptación de los individuos ante la adopción de técnicas de compostaje doméstico para el aprovechamiento sustentable de residuos orgánicos. Desde la economía se estudia la disposición a pagar, que consiste en determinar el monto máximo que la sociedad está dispuesta a gastar por no fabricar composta y entregar sus residuos orgánicos domésticos a terceros para ser tratados, así como la disposición a aceptar que consiste en determinar la cantidad mínima que los individuos están dispuestos a recibir por ofrecer el servicio de tratamiento de residuos orgánicos domésticos para la fabricación de composta.

Como ya se mencionó anteriormente la lombricomposta es un producto de la transformación de los RO y como subproducto se obtiene el lixiviado. En uno de los proyectos de investigación se estudia la respuesta

fisiológica, bioquímica y morfológica de *Salicornia bigelovii* (TORR.) bajo tratamientos de aguas residuales de cultivos marinos y fertilización orgánica. La salicornia es una planta de interés agronómico debido a la diversidad de sus usos se desarrolla de manera natural en esteros y marismas a lo largo de las costas de la península de Baja California.

Tiene la característica de que para su desarrollo necesita agua salobre, esta característica la convierte en una de las especies de mayor tolerancia a la salinidad. Sin embargo, a pesar de ello, durante las primeras etapas de su desarrollo (germinación y plántula), es susceptible a este factor, lo que se ve reflejado en una baja germinación y alta mortalidad en la etapa de plántula.

Es por esto, que el CIBNOR trabaja en el desarrollo de métodos que contribuyan a incrementar la germinación y el vigor de plántulas de *Salicornia bigelovii*, a través, de experimentos con distintos fertilizantes orgánicos (Figura 11). Entre los que se encuentran los lixiviados de lombriz. Hasta el momento, mediante la evaluación de variables morfométricas y fisiológicas se observó el incremento en la germinación con la aplicación de lixiviados



Figura 11. Germinación de semilla de *Salicornia bigelovii* bajo el efecto de lixiviados de lombriz (Foto: García-Galindo, 2020).

de lombriz en las semillas de *Salicornia* sometidas a irrigación con agua de mar y aguas residuales de cultivos marinos. Además, se sugiere que, a través del mecanismo de ajuste osmótico las plántulas de esta especie logran desarrollarse en medios con alta salinidad.

En las secciones anteriores se habló acerca de los beneficios de la lombricomposta y la composta al suelo, sobre todo en suelos de zonas áridas o semiáridas donde predominan los suelos arenosos con menos de un 1% de materia orgánica (Nieto-Garibay *et al.*, 2021). Esto limita el establecimiento de nuevas plantas, sobre todo aquellas que son nativas y que tienen gran importancia ecológica como las cactáceas.

Por esta razón se realizan proyectos en donde se estudian los cambios fisiológicos y morfo-anatómicos en la emergencia y establecimiento de plántulas de *Pachycereus pringlei*, cactácea columnar comúnmente llamada

como "cardón" en Baja California Sur, usando la composta y lombricomposta como abonos orgánicos (Figura 12). Bajo un enfoque fisiológico se busca incrementar la emergencia y establecimiento en plántulas del cardón en su ambiente natural con el uso de estos abonos determinando las mejores dosis para ello.



Figura 12. Emergencia y establecimiento de *Pachycereus pringlei* en sustrato de composta (Foto: Seminario-Peña, 2020)

La creación de tecnología para entender y mejorar la transformación de los RO a través del compostaje y lombricompostaje es otro de los objetos de estudio en el CIBNOR.

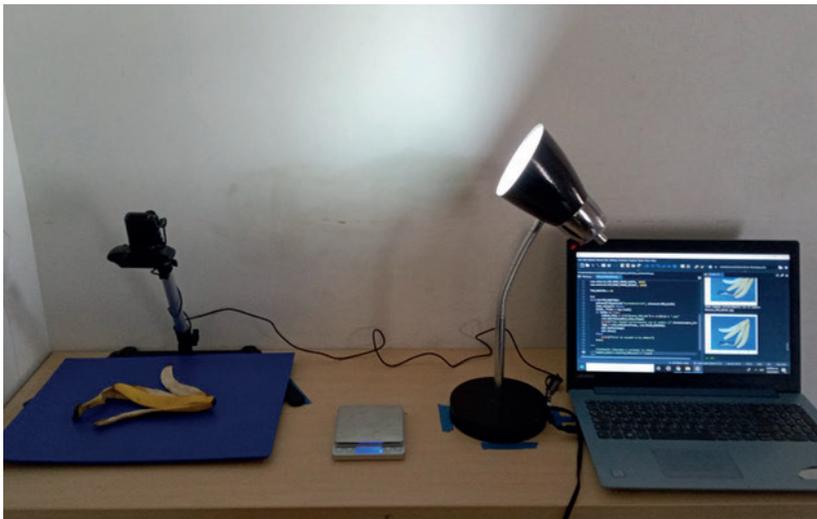


Figura 13. Toma de imágenes digitales de residuos de frutas y vegetales que se emplean para entrenar el modelo. (Foto: de Anda-Trasviña, 2020)

A través de la aplicación de herramientas computacionales del campo de la Inteligencia Artificial se desarrolla un modelo que permita predecir el comportamiento del proceso de compostaje y la calidad de la composta de residuos de frutas y vegetales. El modelo aprende a identificar los residuos y sus características cualitativas y cuantitativas a través de imágenes digitales (Figura 13). Con esta identificación el modelo es capaz de estimar si el proceso de compostaje se llevará a cabo de forma adecuada y si la calidad de la composta, hecha con los residuos de las imágenes, es aceptable o no.

Consideraciones finales

Entre los distintos retos que conlleva el incremento demográfico mundial, destaca la disposición y el manejo de manera sustentable de los residuos orgánicos, principalmente en países en vías de desarrollo. En ese sentido, el compostaje

y lombricompostaje son técnicas de bajo costo que contribuyen a la gestión de dichos residuos orgánicos mediante la acción combinada entre microorganismos y lombrices; transformando los residuos en abonos orgánicos que benefician al suelo y las plantas al ser aplicados. Finalmente, es importante reconocer el impacto que nuestros residuos pueden provocar en el ambiente, e identificar métodos o estrategias para su manejo que podemos comenzar desde el hogar. En el CIBNOR se abordan diferentes líneas de investigación que buscan coadyuvar a la solución del problema de la carencia del manejo de los RO de forma multidisciplinaria y con la importante participación de los estudiantes de posgrado.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los Co-directores de las tesis al Dr. Enrique Troyo Diéguez, Dr. Joaquín Gutiérrez Jagüey, Dr. L. Fidel Cota Verdugo. Así como al personal técnico Dra. Carmen Mercado Guido, Lic. Lidia Hirales Lucero, Téc. Pedro Luna García, Téc. Saúl Briceño Ruíz, Téc. José Raymundo Ceseña Núñez, Téc. Adrián Jordán Castro, por su valiosa ayuda en los diferentes experimentos. Al DG. Gerardo Hernández García por el diseño editorial de este artículo.

Literatura citada

- All That Grows. 2021. *Vermicompost - A boon for your field*. En: <https://www.allthatgrows.in/blogs/posts/vermicompost-a-godly-ingredient-for-your-yield> (consultado el 03/05/2021).
- Aira, M., F. Monroy y J. Domínguez. 2009. *Changes in bacterial numbers and microbial activity of pig slurry during gut transit of epigeic and anecic earthworms*. Journal of Hazardous Materials 162(2-3): 1404-1407.
- Ancona-Méndez, L., V. Pech-Martínez y A. Flores-Novelo. 2006. *Perfil del mercado de la vermicomposta como abono para jardín en la ciudad de Mérida, Yucatán, México*. Revista Mexicana de Agronegocios 10(19): 1-15.
- Arancon, N.Q., C.A. Edwards, P. Bierman, J.D. Metzger y C. Lucht. 2005. *Effects of vermicomposts produced from cattle manure, food waste and paper waste on the growth and yield of peppers in the field*. Pedobiología 49: 297-306.
- Aremu, A.O., M.G. Kulkarni, M.W. Bairu, J.F. Finnie y J. Van Staden. 2012. *Growth stimulation effects of smoke-water and vermicompost leachate on greenhouse grown-tissue-cultured 'Williams' bananas*. Plant Growth Regulation 66: 111-118.

- Aremu, A.O., W.A. Stirk, M.G. Kulkarni, D. Tarkowská, V. Turecková, J. Gruz, M. Subrtová, A. Pencik, O. Novák, K. Dolezal, M. Strnad y J. van Staden. 2015. *Evidence of phytohormones and phenolic acids variability in garden-waste-derived vermicompost leachate, a well-known plant growth stimulant*. *Plant Growth Regulation* 75: 483-492.
- Aruna, G., B. Kavitha, N. Subashini y S. Indira 2018. *An observational study on practices of disposal of waste Garbages in Kamakshi Nagar at Nellore*. *International Journal of Applied Research* 4(3): 392-394.
- Arvanitoyannis, I. y T. Varzakas. 2008. *Vegetable Waste Management: Treatment Methods and Potential Uses of Treated Waste*. pp 703–761. En: Arvanitoyannis, I. (Ed.). *Waste Management for the Food Industries*. Academic Press. Oxford, United Kingdom. 1096 pp.
- Ávila-Juárez, L., A. Rodríguez-González, N. Rodríguez-Piña, R.G. Guevara-González, I. Torres-Pacheco, R.V. Ocampo-Velázquez y B. Moustapha. 2015. *Vermicompost leachate as a supplement to increase tomato fruit quality*. *Journal of Science and Plant Nutrition* 15(1): 46-59.
- Ayyobi, H., J.A. Olifati y G.A. Peyvast. 2014. *The effect of cow manure vermicompost and municipal solid waste compost on peppermint (Mentha piperita L.) in Torbat-e-Jam and Rasht regions of Iran*. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture* 3: 147-153.
- Banco Mundial. 2018. What a waste. Worl Bank, Infográfico.
- Bachman, G.R. y J.D. Metzger. 2008. *Growth of bedding plants in commercial potting substrate amended with vermicompost*. *Bioresource Technology* 99 (8): 3155-3161.
- Beck-Friis, B., S. Smårs, H. Jönsson y H. Kirchmann. 2001. *Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes*. *Journal of Agricultural and Engineering Research* 78(4): 423-430.
- Benazzouk, S., Z.E. Djazouli y S. Lutts. 2018. *Assessment of the preventive effect of vermicompost on salinity resistance in tomato (Solanum lycopersicum cv. Aisla Craig)*. *Acta Physiologiae Plantarum* 40: 121.
- Benazzouk, S., Z.E. Djazouli y S. Lutts. 2020. *Vermicompost leachate as a promising agent for priming and rejuvenation of salt-treated germinating seeds in Brassica napus*. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 50(11): 1344-1357.
- Beykkhormizi, A., P. Abrishamchi, A. Ganjeali y M. Parsa. 2016. *Effect of vermicompost on some morphological, physiological and biochemical traits of bean (Phaseolus vulgaris L.) under salinity stress*. *Journal of Plant Nutrition* 39(6): 883-893.

- Bidabadi, S.S., S. Dehghanipoodeh y G.C. Wright. 2017. *Vermicompost leachate reduces some negative effects of salt stress in pomegranate*. International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture 6: 255-263.
- Bin Dohaish, E.J.A. 2020. *Vermicomposting of organic waste with Eisenia Fetida increases the content of exchangeable nutrients in soil*. Pakistan Journal of Biological Sciences 23(4): 501–509.
- CCA. 2017. *Caracterización y gestión de los residuos orgánicos en América del Norte, informe sintético*. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal. 52 pp.
- Chávez-Porras, A., A. Rodríguez-González. 2016. Aprovechamiento de residuos orgánicos agrícolas y forestales en Iberoamérica. Revista Academia & Virtualidad. 9(2): 90-107.
- Chowdhury, A.K.M.M.B., F. Konstantinou, A. Damati, C.S. Akratos, D. Vlastos, A.G. Tekerlekopoulou y D. V. Vayenas. 2015. *Is physicochemical evaluation enough to characterize olive mill waste compost as soil amendment? The case of genotoxicity and cytotoxicity evaluation*. Journal of Cleaner Production 93: 94-102.
- Costa, M.S.S. de M., H.E.F. Lorin, L.A. de M. Costa, T. Cestonaro, D.C. Pereira y F.H. Bernardi. 2016. *Performance of four stabilization bioprocesses of beef cattle feedlot manure*. Journal of Environmental Management 181: 443-448.
- Delgado, A. M. D. M., K. L. Mendoza, M. I. González, J. L. Tadeo y J. V. Martín. 2019. *Evaluación del proceso de compostaje de residuos avícolas empleando diferentes mezclas de sustratos*. Revista internacional de contaminación ambiental 35(4): 965-977.
- Domínguez, J. 2004. *State of the art and new perspectives on vermicomposting research*. En: Edwards, C.A. (Ed.). Earthworm Ecology. CRC Press. Segunda Edición. Boca Ratón, Florida. 401-424 pp.
- Domínguez, J. y M. Gómez-Brandón. 2010. *Ciclos de vida de las lombrices de tierra aptas para el vermicompostaje*. Acta Zoológica Mexicana 2: 309-320.
- Eastman, B.R., P.N. Kane, C.A. Edwards, L. Trytek, B. Gunadi, A.L. Stermer y J.R. Mobley. 2001. *The effectiveness of vermiculture in human pathogen reduction for USEPA biosolids stabilization*. Compost Science and Utilization 9(1): 38-49.
- Edwards, C.A. 1988. *Breakdown of animal, vegetable and industrial organic wastes by earthworms*. En: Edwards, C.A., E.F. Neuhauser. (Eds.). Earthworms in waste and environment management. SPB Academic Publishing BV. The Hague, Holanda. 21-31 pp.
- Edwards, C.A. y J.R. Lofly. 1972. *Biology of Earthworms*. Chapman and Hall. Primera Edición. Londres, Inglaterra. 300 pp.
- Edwards, C.A. y P.J. Bolhen. 1996. *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman and Hill. Londres, Inglaterra. 422 pp.



- Eiland, F., M. Klamer, A. M. Lind, M. Leth y E. Baath. 2001. *Influence of initial C/N ratio on chemical and microbial composition during long term composting of straw*. *Microbial Ecology* 41:272–280
- Flores, M.T. y P. Alvira. 1998. The earthworm (*E. foetida* Sav. And *L. rubellus* Hoff.). *Biology and uses*. *Anales de Edafología y Agrobiología* 7(8): 771-778.
- GIZ, Corporación Alemana para la Cooperación Internacional. 2016. *Diagnóstico de la Gestión Integral de los residuos sólidos urbanos para el Municipio de la Paz, Baja California Sur, México*. GIZ. Bonn. 90 pp.
- Gutiérrez-Miceli, F.A., R.C. García-Gómez, R. Rincón-Rosales, M. Abud-Archila, M.A. Oliva-Llaven, M.J. Guillen-Cruz y L. Dendooven. 2008. *Formulation of a liquid fertilizer for sorghum (Sorghum bicolor (L.) Moench) using vermicompost leachate*. *Bioresource Technology* 99: 6174-6180.
- Guo, R., G. Li y T. Jiang. 2012. *Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost*. *Bioresource Technology* 112: 171-178.
- Hosseinzadeh, S.R., H. Amiri y A. Ismaili. 2016. *Effect of vermicompost fertilizer on photosynthetic characteristics of chickpea (Cicer arietinum L.) under drought stress*. *Photosynthetica*. 54: 87-92.
- Hosseinzadeh, S.R., H. Amiri y A. Ismaili. 2018. *Evaluation of photosynthesis, physiological and biochemical responses of chickpea (Cicer arietinum L. cv. Pirouz) under water deficit stress and use of vermicompost fertilizer*. *Journal of Integrative Agriculture* 17(11): 2426-2437.
- Hosseinzadeh, S.R. y R. Ahmadpour. 2018. *Evaluation of vermicompost fertilizer application on growth, nutrient uptake and photosynthetic pigments of lentil (Lens culinaris Medik.) under moisture deficiency conditions*. *Journal of Plant Nutrition* 41(10): 1276-1284.
- INEGI. 2011. *Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales 2011*. Módulo 6: Residuos Sólidos Urbanos. En: <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2011/> (consultado el 09/03/2021)
- INEGI. 2019. *Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales 2019*. Módulo 6: Residuos sólidos urbanos. En: <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2019/> (consultado el 21/04/2021).
- INEGI. 2020. *Comunicado de prensa núm. 266/2020*. En: https://www.inegi.org.mx/contenidos/saladeprensa/aproposito/2020/ambiente2020_Nal.pdf. (consultado el 16/02/2021).
- Iqbal, M.K., T. Shafiq y K. Ahmed. 2010. *Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost*. *Bioresource Technology* 101(6): 1913-1919.
- Kaur, T. 2020. *Vermicomposting: An effective option for recycling organic wastes*. Das, S.K. (Ed.). *Organic Agriculture*. Intech Open.

- Kaza, S., L. Yao, P. Bhada-Tata y F. Van Woerden. 2018. *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Urban Development. Washington, DC. International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank. 295 pp.
- Kui, H., L. Fusheng, W. Yongfen, F. Xiaoyong y Ch. Xuemin. 2014. *Effects of earthworms on physicochemical properties and microbial profiles during vermicomposting of fresh fruit and vegetable waste*. *Bioresource Technology* 170: 45-52.
- Kumar, M., L. Ou Yan y J.G Lin, 2010. *Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio*. *Waste Management* 30: 602-609
- Li, Z., H. Lu, L. Ren, y L. He. 2013. *Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review*. *Chemosphere* 93: 1247-1257.
- Liu, M., C. Wang, F. Wang y Y. Xie. 2019. *Maize (Zea mays) growth and nutrient uptake following integrated improvement of vermicompost and humic acid fertilizer on coastal saline soil*. *Applied Soil Ecology* 142: 174-154.
- Lombritec. 2020. *Diferencias entre lixiviado y humus de lombriz líquido o té de lombriz*. En: <https://lombritec.com/lixiviado-vs-humus-lombriz-liquido/> (consultado el 05/03/2021).
- López-Cuén, P.I., D. González-Mendoza, M.I. Escobosa-García, V. Cárdenas Salazar, F. Núñez-Ramírez, R. Soto-Ortíz y C. Ruíz-Alvarado. 2020. *Respuesta fisiológica diurna del tomate a la aplicación de silicio bajo condiciones de salinidad*. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 11(2): 339-352.
- Lu, H. W., G. H. Huang, L. He y G. M. Zeng. 2009. *An inexact dynamic optimization model for municipal solid waste management in association with greenhouse gas emission control*. *Journal of Environmental Management* 90(1): 396-409.
- Modupe, S., S. Oluwaseyi, O. Olubukola y O. Olu. 2020. *Waste Management Through Composting: Challenges and Potentials*. *Sustainability* 12(11): 1-23.
- Moreno, J., R. Moral, M.J.L. García, J.A. Pascual y M.P. Bernal. 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.
- Munnoli, P.M., J.A. Teixeira da Silva y S. Bhosle. 2010. *Dynamics of the soil-earthworm-plant relationship: a review*. *Dynamic Soil, Dynamic Plant* 4(1): 1-21
- Nieto-Garibay, A., A.B. Murillo, G.P. Luna, D.E. Troyo, H. García, G.M. Aguilar, P.R. Holguín y M. J.A. Larrinaga. 2021. *La composta. Importancia, elaboración y uso agrícola*. Trillas. D.F, México. 88 pp.
- Núñez-Vázquez, M., J. De'll Amico Rodríguez, M.C. Pérez Hernández y M. Betancourt Grandal. 2017. *Revisión bibliográfica: Estrés hídrico y salino en cítricos. Estrategias para la reducción de daños*. *Cultivos Tropicales* 38(4): 65-74.

- Ogunwande, G.A., J.A. Osunade, K.O. Adekalu y L.A.O. Ogunjimi. 2008. *Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency*. *Bioresource Technology* 99: 7495-7503.
- Ozores-Hampton, M. 2002. *Introduction*. *HortTechnology* 12(3): 326–327.
- Palaniveloo, K., M.A. Amran, N. A. Norhashim, N. Mohamad-Fauzi, F. Peng-Hui, L. Hui-Wen, Y. Kai-Lin, L. Jiale, M.G. Chian-Yee, L. Jing-Yi, B. Gunasekaran y S.A. Razak .2020. *Food waste composting and microbial community structure profiling*. *Processes* 8(6): 723
- Palese, A. M., A. Persiani, C. D'Adamo, M. Pergola, V. Pastore, R. Sileo, G. Ippolito, M.A. Lombardi y G. Celano. 2020. *Composting as Manure Disposal Strategy in Small/Medium-Size Livestock Farms: Some Demonstrations with Operative Indications*. *Sustainability* 12(8): 3315.
- Pandey, V.C. y V. Singh. 2018. *Exploring the Potential and Opportunities of Current Tools for Removal of Hazardous Materials From Environments*. pp. 501–516. En: Pandey V. y K. Bauddh (Eds.). *Phytomanagement of Polluted Sites: Market Opportunities in Sustainable Phytoremediation*. Chennai, India. Elsevier. 626 pp.
- Paritosh, K., M. Yadav, S. Mathur, V. Balan, W. Liao, N. Pareek, y V. Vivekanand. 2018. *Organic fraction of municipal solid waste: Overview of treatment methodologies to enhance anaerobic biodegradability*. *Frontiers in Energy Research* 6: 75.
- Partanen, P., J. Hultman, L. Paulin, P. Auvinen y M. Romantschuk. 2010. *Bacterial diversity at different stages of the composting process*. *BMC Microbiology* 10: 94.
- Paulin, B. y P. O'Malley. 2008. *Compost production and use in horticulture*. Department of Agriculture and Food. Perth, Western Australia. 28 pp.
- Peña, H., H. Mendoza, F. Diáñez y M. Santos. 2020. *Parameter Selection for the Evaluation of Compost Quality*. *Agronomy* 10(10): 1567.
- Raksasat, R., J.W. Lim, W. Kiatkittipong, K. Kiatkittipong, Y.C. Ho, M.K. Lam, C. Font-Palma, H.F. Mohd Zaid, y C.K. Cheng. 2020. *A review of organic waste enrichment for inducing palatability of black soldier fly larvae: Wastes to valuable resources*. *Environmental Pollution* 267: 115488.
- Raut, M.P., S.P.M. Prince William, J.K. Bhattacharyya, T. Chakrabarti y S. Devotta. 2008. *Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste-A compost maturity analysis perspective*. *Bioresource Technology* 99(14):6512–6519.
- Richard, T.L. 2004. *Compost*. pp. 294–301. En: Hillel D. (Ed.). *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Academic Press. New York, USA. 2200 pp.
- Richard, T.L., H.V.M. (Bert) Hamelers, A. Veeken y T. Silva. 2002. *Moisture relationships in composting processes*. *Compost Science and Utilization* 10(4): 286-302.

- Román, P., M.M. Martínez y A. Pantoja. 2013. *Manual de compostaje del agricultor. Experiencias en América Latina*. FAO. Primera edición. Santiago de Chile. 108 pp.
- Sæbø, A., y F. Ferrini. 2006. *The use of compost in urban green areas—A review for practical application*. *Urban forestry & urban greening* 4(3-4): 159-169.
- Salam, A. 2010. *Environmental and health impact of solid waste disposal at mangwaneni dumpsite in Manzini: Swaziland*. *Journal of Sustainable Development in Africa* 12(7): 64-78.
- Sallaku, G., I. Babaj, S. Kaciu y A. Balliu. 2009. *The influence of vermicompost on plant growth characteristics of cucumber (Cucumis sativus L.) seedlings under saline conditions*. *Journal of Food Agriculture and Environment* 7(3): 869-872.
- Savino, A., G. Solórzano, C. Quispe y M.C. Correal. 2018. *Perspectiva de la Gestión de Residuos en América Latina y el Caribe*. ONU Medio Ambiente. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Oficina para América Latina y el Caribe. Ciudad de Panamá, Panamá. 133 pp.
- Sayara, T., R. Basheer-Salimia, F. Hawamde, y A. Sánchez. 2020. *Recycling of Organic Wastes through Composting: Process Performance and Compost Application in Agriculture*. *Agronomy* 10(11): 1838.
- SEMARNAT. 2020. *Diagnóstico Básico Para La Gestión Integral De Los Residuos*. Lucart Estudio S.A. de C.V. Ciudad de México, México. 274 pp.
- SEMARNAT. 2012. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México*. En: <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/cap7.html#tema0>. (Consultado el 20/02/21).
- Shakib, A.K., A.R. Nejad, A. Khandan Mirkohi y S. Kalate Jari. 2019. *Vermicompost and manure compost reduce water-deficit stress in pot marigold (Calendula officinalis L. cv. Candyman Orange)*. *Compost Science & Utilization* 27(1): 61-68.
- Taheri, M., M. Gholamalifard, M. Jalili Ghazizade y S. Rahimoghli. 2014. *Environmental impact assessment of municipal solid waste disposal site in Tabriz, Iran using rapid impact assessment matrix*. *Impact Assessment and Project Appraisal* 32(2): 162-169.
- Takata, M., K. Fukushima, N. Kino-Kimata, N. Nagao, C. Niwa, y T. Toda. 2012. *The effects of recycling loops in food waste management in Japan: Based on the environmental and economic evaluation of food recycling*. *Science of the Total Environment* 432: 309–317.
- Troy, S.M., T. Nolan, W. Kwapinski, J.J. Leahy, M.G. Healy y P.G. Lawlor. 2012. *Effect of sawdust addition on composting of separated raw and anaerobically digested pig manure*. *Journal of Environmental Management* 111:70-77.

- Valladares, F., A. Vilagrosa, J. Peñuelas, R. Ogaya, J. Camarero, L. Corcuera, S. Sisó y E. Gil-Pelegrián. 2014. *Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía*. En: Valladares, F. 2004. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid, España. 63-190 pp.
- Vargas-Machuca, R., J. Domínguez-Martín y S. Mato-de la Iglesia. 2008. *Vermicompostaje*. En: Moreno-Casco, J., R. Moral-Herrero. (Eds.). *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa. Barcelona, España. 189-203 pp.
- Web. 2016. *Lombriz Roja Urbana: Lombricultura en sus manos*. En: http://lombrizrojaurbana.blogspot.com/2016/07/sobre-los-huevos-cocones-de-la-lombriz.html?utm_source=facilisimo.com&utm_medium=referral&utm_campaign=facilisimo (consultado el 05/03/2021).
- Wei, Y., J. Li, D. Shi, G. Liu, Y. Zhao y T. Shimaoka. 2017. *Environmental challenges impeding the composting of biodegradable municipal solid waste: A critical review*. *Resources, Conservation and Recycling* 122: 51-65.
- Yoshida, H., J.J. Gable y J. K. Park. 2012. *Evaluation of organic waste diversion alternatives for greenhouse gas reduction*. *Resources, Conservation and Recycling* 60:1 – 9.
- Zerbe, J.I. 2004. *Solid Wood Processing. Recycling*. pp. 1288–1293. En: Burley, J., J. Evans y J. Youngquist (Eds.). *Encyclopedia of Forest Sciences*. Academic Press. Oxford, United Kingdom. 2400 pp.
- Imágenes: pexels-tima-miroshnichenko-6509135.jpg, marcell-viragh-ZQas4Ehf-F4-unsplash.jpg, pexels-sippakorn-yamkasikorn-3696170.psd

Cita de artículo:

De Anda-Trasviña A., E. García-Galindo, A. Peña-Castañón, J. Seminario-Peña y A. Nieto-Garibay. 2021. Residuos orgánicos: ¿basura o recurso? *Recursos Naturales y Sociedad*, 2021. Vol. 7 (3): 19-42. <https://doi.org/10.18846/renaysoc.2021.07.07.03.0004>

Sometido: 22 de mayo de 2021

Revisado: 14 de junio de 2021

Aceptado: 17 de julio de 2021

Editor asociado: Dra. María Goretty Caamal Chan

Diseño gráfico editorial: Lic. Gerardo Hernández