

Rev. Int. Contam. Ambie. 33 (3) 475-484, 2017
DOI: 10.20937/RICA.2017.33.03.10

ABONO ORGÁNICO ELABORADO CON LODO RESIDUAL Y ESTIERCOL EQUINO A TRAVÉS DE VERMICOMPOSTEO: UNA PROPUESTA COMO MEJORADOR DE SUELOS

Jorge LUGO*, Pedro DEL ÁGUILA, Rocío VACA, Idalia CASAS-HINOJOSA y
Gustavo YÁÑEZ-OCAMPO

Universidad Autónoma del Estado de México. Instituto Literario 100, Colonia Centro, Toluca, Estado de México, México, C. P. 50000

*Autor para correspondencia: jorgelug@gmail.com

(Recibido noviembre 2015; aceptado octubre 2016)

Palabras clave: lombriz de tierra, relación C:N, residuos, vermiestabilización

RESUMEN

Las actividades humanas producen toneladas de residuos sólidos orgánicos que causan problemas al ambiente, como la contaminación de suelo, agua y mantos freáticos. Ante esto, se han desarrollado estrategias como el vermicomposteo, proceso de estabilización de residuos sólidos orgánicos. El presente estudio tiene como objetivo probar mezclas de lodo residual y estiércol equino en diferentes porcentajes, por medio de vermicomposteo, para conocer su estabilidad y proponerlo como mejorador de suelo. Para su elaboración se utilizaron cuatro porcentajes de estiércol equino y lodo residual: E₁₀₀, E₈₅-LR₁₅, E₇₀-LR₃₀ y E₅₅-LR₄₅ y se dio un seguimiento durante 90 días bajo condiciones de invernadero. El producto mostró disminución gradual en el porcentaje de C orgánico, relación C:N y pH. Se incrementó el contenido de N total a los 30 días y la conductividad eléctrica a los 75 días. El P aumentó para E₇₀-LR₃₀ (57.3 ± 8.3 mg/kg a 1369.8 ± 114.8 mg/kg) al final. A los 45 días se alcanzó la estabilidad de las vermicompostas en cuanto a la relación C:N: E₁₀₀ (11.4); E₈₅-LR₁₅ (10.8); E₇₀-LR₃₀ (12.6) y E₅₅-LR₄₅ (11.2). La mejor relación es E₇₀-LR₃₀, ya que presenta un balance en el aporte de N y C, la concentración de metales pesados disminuyó para Cu, Zn, Ni y Cd, además el pH que presentó (7.24 ± 0.1) fue neutro, la concentración de P se incrementó considerablemente y el número de lombrices fue mayor (1790) con respecto a los otros tratamientos, por lo que esta relación es adecuada para su uso como abono orgánico.

Key words: earthworm, C:N ratio, residues, vermistabilization

ABSTRACT

Human activities produce tons of organic solid waste causing problems to the environment, polluting soil, water and groundwater. In view of this, strategies such as vermicomposting—a process of organic solid waste stabilization—has been developed. This study aims to use the process of vermicomposting to test mixtures of sewage sludge and horse manure in different percentages in order to know its stability and to propose it as a soil improver. Four percentages for processing equine manure and sewage sludge were used: E₁₀₀, E₈₅-LR₁₅, E₇₀-LR₃₀ and E₅₅-LR₄₅, followed by a 90 day-period under greenhouse conditions. The product showed gradual decrease in the

percentage of organic C, C: N ratio and pH. It increased in the total content of N after 30 days and electric conductivity after 75 days. The P increased in E₇₀-LR₃₀ (57.3 ± 8.3 mg/kg a 1369.8 ± 114.8 mg/kg) towards the end. After a 45 days of vermicomposting, the stability in the C:N ratio, E₁₀₀ (11.4); E₈₅-LR₁₅ (10.8); E₇₀-LR₃₀ (12.6) y E₅₅-LR₄₅ (11.2) was reached. The best relationship is E₇₀-LR₃₀, as it presents a balance in the supply of N and C and the concentration of heavy metals decreased for Cu, Zn, Ni and Cd. Furthermore, the pH (7.24 ± 0.1) was neutral, the P concentration increased significantly and the number of worms was higher (1790) in comparison to other treatments. Thus, this relationship is suitable as organic fertilizer.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, México ocupa una destacada posición como uno de los principales generadores de residuos sólidos orgánicos (RSO) (Iglesias 2007). En 2011 se generaron alrededor de 41 millones de toneladas, lo que equivale a cerca de 112.5 mil toneladas de RSO diarias. La generación de RSO se ha incrementado notablemente en los últimos años, tan sólo entre 2003 y 2011 creció 25 %, como resultado del crecimiento urbano, el desarrollo industrial, las modificaciones tecnológicas, el gasto de la población y el cambio en los patrones de consumo. Asimismo, la generación de RSO por entidad, indica que entre el Estado de México (15 110 t/d), la Ciudad de México y Jalisco generan el 33 % de los RSO del país, mientras que los estados de Campeche, Colima y Nayarit presentan los valores más bajos y generan el 2 % del total (INECC y SEMARNAT 2012).

Dentro de estos RSO, se incluyen a los lodos residuales (LR), sólidos provenientes de los sistemas de alcantarillado y plantas tratadoras de aguas residuales que no han sido sometidos a procesos de estabilización (NOM-004-SEMARNAT-2002; SEMARNAT 2002). Su actual manejo y disposición, ha dado lugar a su aplicación en campos agrícolas como abono debido a su contenido de nutrientes, especialmente N y P (Hait y Tare 2011). Sin embargo, la presencia de contaminantes como compuestos orgánicos, metales pesados y patógenos los hace inapropiados (Gupta y Garg 2008, Suthar y Sing 2008, Suthar 2009). Esto provoca toxicidad al suelo y plantas, creando efectos depresivos sobre el metabolismo de los microorganismos del suelo, debido a la modificación drástica del entorno en forma física, química y biológica (Hait y Tare 2011). De igual manera, el estiércol, se ha relacionado con el aumento en el flujo de cargas de N y P, por lo que la eutroficación de escurrimientos de estos residuos animales está en función de la aparición de microorganismos tóxicos, excesos de bacterias y nitratos que se encuentran con frecuencia en aguas

subterráneas, problemas de olores y enfermedades, entre otros aspectos negativos cuando se dispone de ellos en el ambiente (Garg et al. 2006). Bajo este contexto se plantean limitaciones para su uso como abonos, por lo que el uso de biotecnologías como el vermicomposteo permite la conversión de diversos residuos orgánicos en productos orgánicos estables a través de una biodegradación aeróbica de la MO por medio de las lombrices de tierra y microorganismos (Fernández-Gómez et al. 2015). Los productos finales producidos por vermicompostaje son excelentes abonos orgánicos para la agricultura, ya que son estables y ricos en nutrientes para las plantas, además de una solución para la conservación del ambiente y para la salud humana ya que el proceso remueve sustancias tóxicas como los metales pesados (MP) (Gogoi et al. 2015). El presente estudio tiene como objetivo, probar mezclas de lodo residual y estiércol equino en diferentes porcentajes, por medio de vermicomposteo, para conocer su estabilidad y proponerlo como mejorador de suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El muestreo del lodo residual (LR) municipal fue aleatorio, directamente del filtro prensa, de la planta tratadora de aguas residuales municipales Toluca Norte, de Operadora de Ecosistemas S.A. de C.V. Toluca, México (Ecosys). La toma de muestra del estiércol equino (E) fue de tipo preferencial, del Hípico de la Facultad de Medicina de Veterinaria y Zootecnia (UAEMex), ubicado en el Campus El Cerrillo, Piedras Blancas, Carretera Toluca – Ixtlahuaca kilómetro 15.5, Estado de México. Las lombrices de la especie *Eisenia fetida* se obtuvieron del lombricario Icamex y se cultivaron y desarrollaron bajo condiciones de invernadero. Su selección se estandarizó, considerando a individuos de color rojo tenue (característico de lombrices jóvenes) con el clitelum bien desarrollado (sexualmente maduras), un tamaño

promedio de 4 a 6 cm y 0.5 g de peso por individuo (Sheppard et al. 1997).

En la elaboración de las vermicompostas se utilizaron cuatro diferentes porcentajes de E y LR respectivamente: E₁₀₀; E₈₅-LR₁₅; E₇₀-LR₃₀ y E₅₅-LR₄₅ con una humedad de 50 a 60 % de acuerdo con Awasthi et al. (2015). Las mezclas se colocaron en recipientes de plástico (50 cm × 50 cm × 30 cm) con orificios en la parte inferior para drenar el agua. Los tratamientos fueron dispuestos bajo condiciones de invernadero (temperatura promedio de 33 °C y humedad relativa de 25 %). Este procedimiento que se consideró como precomposteo fue con el objeto de estabilizar la materia orgánica y evitar la mortandad de lombrices (Fan et al. 2014, Khan et al. 2014), cada recipiente estuvo tapado con un plástico negro para evitar la luz directa (Song et al. 2014). Terminado el precomposteo se adicionó a cada recipiente 60 lombrices de la especie *E. fetida* de acuerdo con Del Aguila (2011). El número de lombrices se basa en la cantidad de materia orgánica agregada al experimento y su duración, esto de acuerdo con Varma et al. (2015). Con esto se dio inicio al proceso de vermicomposteo tomando muestras cada 15 días hasta el término del mismo (90 días). Al final del proceso se estimó el número total de lombrices presentes en cada una de las mezclas.

El análisis de laboratorio consistió en hacer la caracterización física y química de LR y E, mientras que a las vermicompostas se les determinaron parámetros químicos cada 15 días hasta los 90 días. De cada recipiente de composta se tomó una muestra representativa de 100 g, de acuerdo con Bakar et al. (2015) y se secó a la sombra a temperatura ambiente, se homogeneizó para obtener una muestra compuesta, se molió y pasó por un tamiz de 2 mm. Los parámetros químicos que se determinaron fueron pH: medido en agua en una relación 1:2 suelo-solución (McLean 1982), conductividad eléctrica (CE), porcentaje de materia orgánica (MO) por el método de cenizas (Bremner 1996), C orgánico: dividiendo el porcentaje de MO entre 1.724, N total: por el método de digestión y destilación de Kjeldhal (Bremner 1996). Además, al inicio y al final del proceso de vermicomposteo se determinaron la capacidad de intercambio catiónico (CIC) por el método de acetato de amonio (Chapman 1965) y P extraíble (Olsen et al. 1954).

Por otro lado los metales pesados (MP) Cu, Cd, Pb, Ni y Zn se determinaron mediante espectrofotometría de absorción atómica utilizando un espectrofotómetro Perkin Elmer modelo Analyst 100, todos los métodos se siguieron de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT 2001) y NMX-FF-109-SCFI-2007 (SAGARPA 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el **cuadro I** se muestran las características químicas del lodo residual y del estiércol equino que se utilizaron en el experimento. El LR presentó valores ligeramente ácidos (6.8), lo que concuerda con lo reportado por Gogoi et al. (2015). Por otro lado, Ouni et al. (2013) y Xue et al. (2013) reportan valores moderadamente alcalinos (pH de 8 a 8.4) utilizando dosis de 0, 50, 100 y 150 t/ha de LR. Con respecto al pH en el estiércol, este presentó un pH alcalino (8.46) debido a la presencia de sales; otros estudios reportan en estiércol equino valores ligeramente alcalinos de 7.5 (Lin et al. 2011) y aún más elevados en los trabajos de Suthar et al. (2014) con un pH de 9.

CUADRO I. CARACTERIZACIÓN FÍSICA Y QUÍMICA DEL LODO RESIDUAL Y ESTIÉRCOL EQUINO

Parámetros	Lodo residual	Estiércol equino
pH	6.87 ± 0.01	8.46 ± 0.01
CE (dS/m)	3 ± 0.2	0.7 ± 0.01
C-orgánico (%)	25.5 ± 0.2	6.9 ± 0.9
N-total (%)	1.32 ± 0.5	1.19 ± 0.1
Relación C/N	19	8
CIC (mg/kg)	37.2 ± 1.7	44.7 ± 0.4
P (mg/kg)	21.8 ± 7.5	40.4 ± 3.4
K (mg/kg)	54 ± 7.7	212.9 ± 30.6

CE = conductividad eléctrica, CIC = Capacidad de intercambio catiónico

El estiércol equino presentó un alto contenido de carbono orgánico (6.9 %) con respecto a lo que reportan Gogoi et al. (2015) que es de 3.5 %. Para el LR, el C orgánico (25.5 %) presentó valores similares a los estudiados por Hait y Tare (2011) con 27.3 %.

La CE del LR (3 dS/m) fue mayor con respecto al estiércol equino (0.7 dS/m) siendo de manera similar a lo encontrado en los trabajos de Xue et al. (2013) y Suthar et al. (2014) con valores de 8 y 0.13 dS/m respectivamente.

El contenido de N total en el LR fue de 1.37 % y en el estiércol de 1.19 %, siendo más alto en LR que lo reportado por Xue et al. (2013) de 1.18 % y más bajo que lo reportado por Suthar et al. (2014) que fue de 5.9 aunque en estiércol vacuno.

La relación C/N en el lodo residual (12) fue semejante a lo reportado por Xue et al. (2013) (valor de 12.9). En el estiércol equino la relación C/N (8) fue menor a lo reportado por Suthar et al. (2014) mostrando un valor de 10.1, que indica inmadurez de este residuo orgánico.

La CIC en el LR (37.2 mg/kg) y en el estiércol equino (44.7 mg/kg) están de acuerdo con la NOM-FF-109-SCI (SAGARPA 2008). Estudios de Doan et al. (2013) reportan valores ligeramente más bajos de CIC (38.6 mg/kg) utilizando estiércol de búfalo.

Respecto a los nutrientes del estiércol, el P (0.58 mg/kg) y el K (0.21 mg/kg) fueron mayores en contenido que los reportados por Vig et al. (2011) siendo de 0.58 y .021 mg/kg respectivamente. Para el LR el contenido fue mayor en K (54 mg/kg) con respecto a lo reportado por Hait y Tare (2012), quienes encuentran para este elemento 6.6 mg/kg. El P se encontró en 21.8 (mg/kg) y está por arriba del valor (3.14 g/kg) reportado por Suthar et al. (2014).

El precomposteo de las mezclas se llevó a cabo durante 35 días, etapa en que se determinó el pH cada 10 días aproximadamente hasta conocer el tiempo en que se estabilizaron las mezclas, reflejándose en una reducción del pH en todos los recipientes, los valores encontrados estuvieron entre 9.80 y 6.40 (Fig. 1). Este precomposteo fue necesario antes de adicionar la lombriz, favoreciendo la eliminación de patógenos, descomposición de la MO y sustancias fitotóxicas (Hait y Tare 2011).

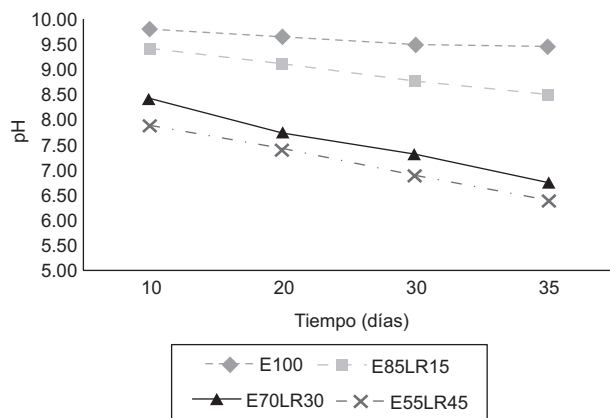


Fig. 1. pH a través del tiempo durante el precomposteo. E100: 100 % estiércol equino, E85-LR15: 85 % estiércol equino y 15 % lodo residual, E70-LR30: 70 % estiércol equino y 30 % lodo residual, E55-LR45: 55 % estiércol equino y 45 % lodo residual

El cambio en el pH a través del tiempo del vermicomposteo se vio reflejado en una ligera disminución de su valor en todas las vermicompostas (Fig. 2). Esto se relaciona con el contenido de material de origen adicionado; es decir a mayor porcentaje de LR, menores valores de pH. Las vermicompostas que tendieron a la neutralidad fueron E₇₀-LR₃₀ y E₅₅-LR₄₅. La tendencia de la disminución del pH concuerda con otras investiga-

ciones reportadas (Garg y Kaushik 2005, Khwairakpam y Bhargava 2009) y se explica debido a los procesos de óxido reducción y producción de hidrógeno generados por bacterias anaerobias, de acuerdo con Gogoi et al. (2015). Las variaciones del pH hacia la alcalinidad en los tratamientos E₁₀₀ y E₈₅-LR₁₅, se deben a procesos de mineralización, así como a la producción de CO₂ durante el metabolismo microbiano, de acuerdo con Gómez-Brandón et al, (2013) y Gogoi et al. (2015). Estudios realizados por Gupta y Garg (2008) y Amouei et al. (2017) señalan que la estabilidad del pH utilizando lodos residuales se consigue a partir de los 75 días, aunque en esta investigación se observa que la estabilización se dio a los 60 días. Por lo tanto, el efecto de la lombriz durante el vermicompostaje probablemente se relaciona con incrementos en el contenido de nitrógeno mineral de los sustratos, los cambios en el equilibrio de nitrato-amonio y la acumulación de ácidos orgánicos, aunado al metabolismo microbiano o a la producción de ácidos húmicos y fúlvicos durante la descomposición (Hait y Tare 2011).

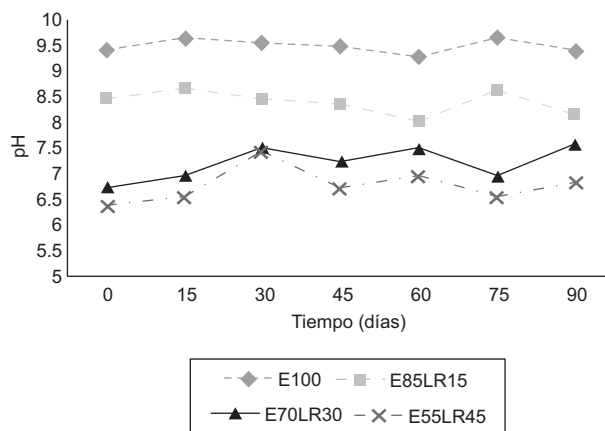


Fig. 2. pH a través del tiempo de vermicompostaje. E100: 100 % estiércol equino, E85-LR15: 85 % estiércol equino y 15 % lodo residual, E70-LR30: 70 % estiércol equino y 30 % lodo residual, E55-LR45: 55 % estiércol equino y 45 % lodo residual

La CE fluctuó durante el proceso en todos los tratamientos debido a la descomposición de la materia orgánica. La CE se encontró en un intervalo entre 0.4 y 0.8 dS/m lo que indica valores bajos de salinidad. A los 75 días del proceso se presentó un incremento en la CE de las vermicompostas (Fig. 3), probablemente debido a la pérdida de MO durante la ingestión y excreción por las lombrices (Hait y Tare 2011) y la liberación de diferentes sales minerales en formas disponibles, tales como sales de fosfato, amonio y potasio, entre otras (Soobhany et al. 2015).

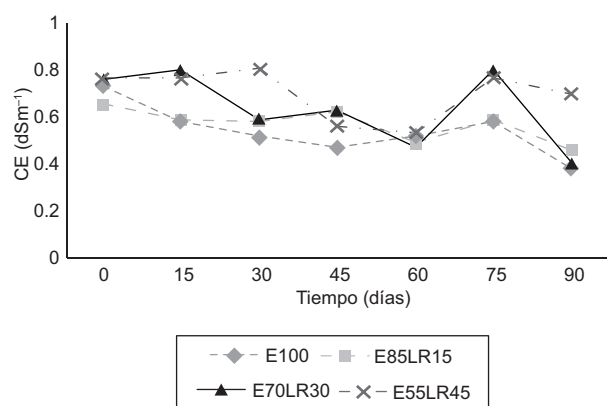


Fig. 3. Conductividad eléctrica (CE) a través del tiempo de vermicompostaje. E100: 100 % estiércol equino, E85-LR15: 85 % estiércol equino y 15 % lodo residual, E70-LR30: 70 % estiércol equino y 30 % lodo residual, E55-LR45: 55 % estiércol equino y 45 % lodo residual

El contenido de C orgánico en las vermicompostas aumentó en los primeros días del proceso de vermicompostaje del material de origen (LR y E) que fue adicionado. Sin embargo a partir de los 60 días fue disminuyendo, como se observa en la **figura 4**. Esta disminución del C orgánico durante el proceso de vermicomposteo sugiere que la degradación de la materia orgánica, (mineralización y madurez de la misma), es llevada a cabo por la lombriz de tierra y microorganismos, que de manera conjunta la utilizan como alimento y fuente de energía para el desarrollo de sus actividades bioquímicas, lo que concuerda con Amouei et al. (2017) y Bhat et al. (2017). Se sabe que la pérdida de la materia orgánica puede llegar hasta un 49 % debido a la actividad respiratoria de las lombrices

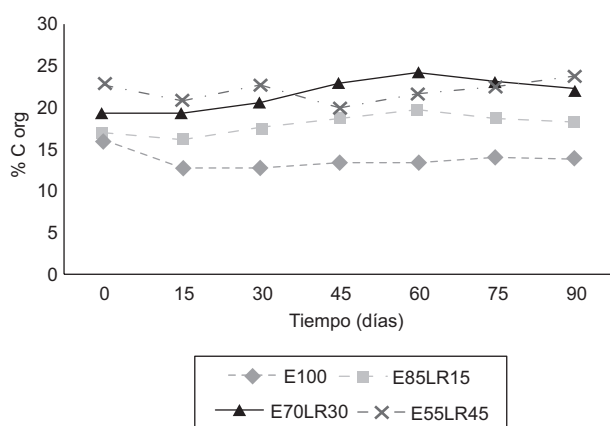


Fig. 4. Carbono orgánico (C-org) a través del tiempo de vermicompostaje. E100: 100 % estiércol equino, E85-LR15: 85 % estiércol equino y 15 % lodo residual, E70-LR30: 70 % estiércol equino y 30 % lodo residual, E55-LR45: 55 % estiércol equino y 45 % lodo residual

y microorganismos (Deka et al. 2011), que junto a la actividad enzimática favorecen la descomposición y reducción de los residuos orgánicos. Estos residuos al encontrarse dentro del intestino de la lombriz y al ser expulsados como heces, aportan un contenido proteico (mucoproteínas), que benefician la estabilidad de los compuestos orgánicos (Sharma 2003, Lazcano et al. 2008, Suthar 2009, Hait y Tare 2011).

En E55-LR45, el C orgánico aumentó después de los 60 días. Este comportamiento podría deberse que, al ser el tratamiento con mayor cantidad de MO, probablemente presentó una tasa más lenta de mineralización de C, sugiriendo que aún después de los 90 días se sigue mineralizando el C de origen más recalcitrante (Suthar 2009).

El N total aumentó considerablemente a los 30 días del proceso de vermicompostaje (**Fig. 5**). Los niveles de N aumentan mediante la adición de productos que excreta la lombriz como moco, fluidos corporales, enzimas y descomposición de tejido de las lombrices muertas (Suthar y Sing 2008, Suthar 2009). Este efecto de incremento del N depende principalmente del grado de mineralización y la cantidad total de N presente en el material de origen adicionado (Hait y Tare 2011). El contenido de N estuvo en función del LR y E que se adicionó a cada vermicomposta: a mayor contenido de LR, mayor contenido de N. El máximo contenido de N lo presentó la mezcla E70-LR30 al final del proceso de vermicomposteo.

La relación C:N en todas las vermicompostas fue disminuyendo, siendo evidente a partir de los 30 días del proceso (**Fig. 6**), lo que demuestra el papel que juegan las lombrices en la descomposición

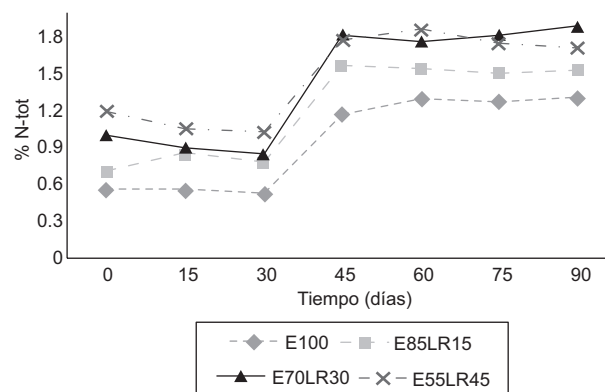


Fig. 5. Nitrógeno total (N-tot) a través del tiempo de vermicompostaje. E100: 100 % estiércol equino, E85-LR15: 85 % estiércol equino y 15 % lodo residual, E70-LR30: 70 % estiércol equino y 30 % lodo residual, E55-LR45: 55 % estiércol equino y 45 % lodo residual

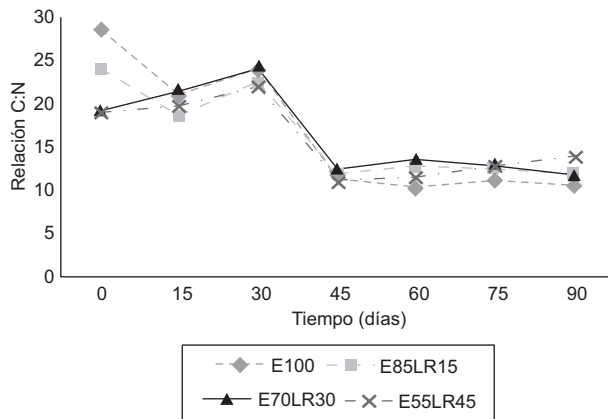


Fig. 6. Relación Carbono:Nitrógeno (C/N) a través del tiempo de vermicompostaje. E100: 100% estiércol equino, E85-LR15: 85 % estiércol equino y 15 % lodo residual, E70-LR30: 70 % estiércol equino y 30 % lodo residual, E55-LR45: 55 % estiércol equino y 45 % lodo residual

y tasa de mineralización de la MO durante el vermicompostaje. Este cambio en la relación C:N refleja el grado de mineralización y estabilización de los residuos orgánicos durante el proceso de vermicomposteo (Hait y Tare 2011). La relación C:N es un indicador de madurez y se manifiesta en una disminución drástica durante procesos de vermicomposteo, es decir, se pierde C en forma de CO_2 debido a las actividades respiratorias de la lombriz y su asociación con la microflora, adicionando simultáneamente N por la inoculación de lombrices por medio del moco, enzimas y excrementos nitrogenados, lo que hace que disminuya esta relación (Suthar y Singh 2008, Suthar 2009). La relación C:N al principio del vermicomposteo tiene con valores altos, en E₁₀₀ mostró un valor de 29; en E_{85-LR15} de 24; mientras que en E_{70-LR30} y E_{55-LR45} de 18. Se observa entonces que el tratamiento E₁₀₀ tuvo la relación C:N más alta seguido, de E_{85-LR15}. Es evidente que el estiércol es más susceptible de mineralización que el LR, que es más recalcitrante. A los 30 días del proceso todos los valores de las vermicompostas disminuyeron, y a partir de los 45 días se estabilizaron hasta alcanzar valores menores de 20.

El contenido de P se incrementó en todos los tratamientos al final del vermicomposteo, presentando diferencias significativas ($p < 0.05$; **Fig. 7**) en el siguiente orden: E_{70-LR30} ($1369.8 \pm 114.8 \text{ mg/kg}$) > E_{55-LR45} ($967.7 \pm 99.0 \text{ mg/kg}$) > E_{85-LR15} ($911.7 \pm 25.2 \text{ mg/kg}$) > E₁₀₀ ($795.5 \pm 29.2 \text{ mg/kg}$). Es posible que el incremento del fósforo se deba a que durante el proceso de vermicomposteo, la MO es degradada en el intestino de la lombriz y su degradación da

como resultado compuestos fosfatados alcalinos que están disponibles y que son parte de las heces de la vermicomposta (Suthar 2009, Hait y Tare 2011, Bhat et al. 2015).

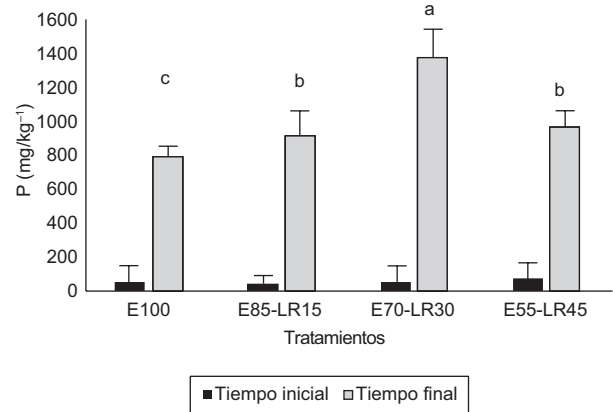


Fig. 7. Fósforo (P) al inicio y al final del vermicompostaje. E100: 100% estiércol equino, E85-LR15: 85 % estiércol equino y 15 % lodo residual, E70-LR30: 70 % estiércol equino y 30 % lodo residual, E55-LR45: 55 % estiércol equino y 45 % lodo residual. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

La capacidad de intercambio catiónico es la que se tiene para retener y liberar iones positivos y en todas las vermicompostas disminuyó con el paso del tiempo. Este comportamiento puede deberse a la pérdida de la materia orgánica a lo largo del proceso (**Fig. 8**). Sin embargo no se mostraron diferencias entre los tiempos de medición inicial y final ($p < 0.05$).

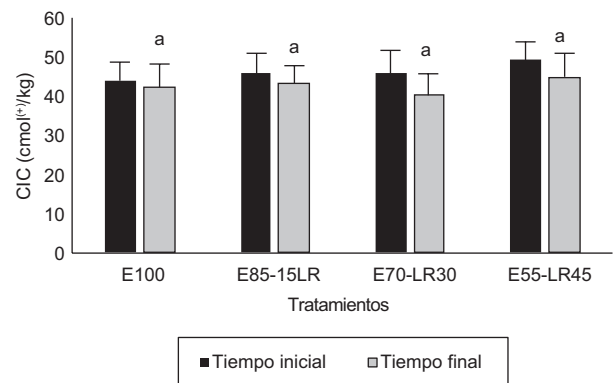


Fig. 8. Capacidad de intercambio catiónico (CIC) al inicio y al final del vermicompostaje. E100: 100 % estiércol equino, E85-LR15: 85 % estiércol equino y 15% lodo residual, E70-LR30: 70 % estiércol equino y 30 % lodo residual, E55-LR45: 55 % estiércol equino y 45 % lodo residual. Letras diferentes indican diferencia significativa ($p < 0.05$)

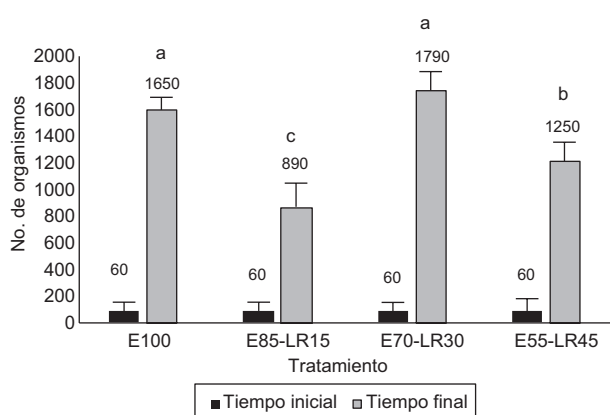


Fig. 9. Número de lombrices (*Eisenia fetida*) al inicio y final del vermicompostaje E100: 100% estiércol equino, E85-LR15: 85 % estiércol equino y 15 % lodo residual, E70-LR30: 70 % estiércol equino y 30 % lodo residual, E55-LR45: 55 % estiércol equino y 45 % lodo residual, los números que se encuentran en la parte superior de cada barra indican el número de lombrices. Letras diferentes indican diferencia significativa ($p < 0.05$)

El número de lombrices en un sistema depende de las condiciones ambientales como temperatura, humedad, densidad y tipo de lombriz, además de las características de los residuos (Hait y Tare 2011) y está relacionado directamente con la disponibilidad de alimento. En este experimento se partió de 60 organismos de la especie *E. fetida* que se adicionaron a cada mezcla, al final del proceso de vermicomposteo (90 días) se contaron los organismos por cada tratamiento. El orden ascendente fue el siguiente: E₇₀-LR₃₀ (1790 organismos) > E₁₀₀ (1650 organismos) > E₅₅-LR₄₅ (1250 organismos) > E₈₅-LR₁₅ (890 organismos) (**Fig. 9**) mostrando diferencias significativas entre los tratamientos. Se observa entonces que E₇₀-LR₃₀ presentó las mejores condiciones para el desarrollo y reproducción de *E. fetida*.

El contenido de MP se observa en el **cuadro II**. En este caso, el LR se clasifica como un acondicionador excelente para su uso en la agricultura de acuerdo con las concentraciones máximas permitidas para la disposición final de lodos residuales y biosólidos como establece la norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT 2002). Sangwan et al. (2008) reportan valores de metales para el estiércol equino muy por encima de los encontrados en este estudio: Cu total, 83 ± 12 mg/kg; Zn total, 841 ± 53 mg/kg; Ni total, 393 ± 37 mg/kg.

Se muestra el comportamiento en el contenido de MP (Zn, Cu, Cd, Pb y Ni) en las vermicompostas al inicio y final del proceso de vermicomposteo (**Cuadro III**). Se observa que Zn, Cu y Ni mostraron valores más altos al inicio que al final del vermicomposteo.

CUADRO II. CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN RESIDUOS SÓLIDOS

Metal (ppm)	Lodo residual (LR)	Estiércol equino (E)	NOM-04 Semarnat (2002) para LR excelente base seca mg/kg
Zn	245.6 ± 141.5	104.3 ± 8.1	2800
Cu	142.4 ± 98.5	20.8 ± 1.0	1500
Cd	ND	4.3 ± 2.4	85
Pb	60.0 ± 33.1	13.6 ± 3.2	840
Ni	34.8 ± 5.7	6.9 ± 2.2	420

Media \pm desviación estándar, ND = no detectable

Esto quizá sea debido a una remoción de su contenido, que se puede deber a diversas causas como la descomposición de los residuos orgánicos por la lombriz (Manakova et al. 2014), la acumulación en el tejido de la lombriz después de pasar por el tubo digestivo luego de la ingestión (Suthar et al. 2014, Bakar et al. 2015), o la capacidad bioadsorbente del humus por el metal (Gogoi et al. 2015), entre otros. También se ha visto en otros reportes que la absorción de metales pesados en la vermicomposta disminuyó al aumentar el tiempo de compostaje (Shahmansouri et al. 2005). Varios estudios (Gupta y Garg 2008, Bakar et al. 2011) sobre vermiestabilización de lodos residuales han reportado una disminución en el contenido total de metales pesados en el producto. Igualmente Mohini et al. (1998), reportan que las lombrices (*E. fetida*) acumulan altas concentraciones de metales pesados durante el vermicompostaje de lodos de depuradora

En contraste, el Pb, muestra una tendencia a incrementar al final del proceso, sobre todo en los tratamientos E₇₀ LR₃₀ y E₅₅ LR₄₅. Los incrementos de metales como Cu y Zn han sido explicados por Lukkari et al. (2006), quienes afirman que la unión de estos elementos a la materia orgánica reducen su disponibilidad. Los incrementos también podrían deberse a la selección de las lombrices de tierra y al consumo de residuos orgánicos para lograr una nutrición adecuada. Esto se debe a que las lombrices de tierra promueven condiciones microclimáticas que aumentan la pérdida de carbono orgánico a través de sus mecanismos de alimentación y de la degradación microbiana y por lo tanto se concentran aún más los metales pesados en las vermicompostas (Bakar et al. 2013).

Por otro lado el Cd no fue detectado al final del proceso, esto quizás es debido a que la lombriz acumula fácilmente Cd y lo conserva en su tejido, lo que ha sido encontrado por distintos autores (Brewer y Barret 1995, Lapinski et al. 2002, Li et al. 2010).

CUADRO III. CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS AL INICIO Y FINAL DEL PROCESO DE VERMICOMPOSTEO

Tratamiento	Zn (ppm)		Cu (ppm)		Cd (ppm)		Pb (ppm)		Ni (ppm)	
	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
E ₁₀₀	104.3 ± 8.1	77.10 ± 8.8	20.8 ± 1.0	12.6 ± 6.5	4.3 ± 2.4	ND	13.6 ± 3.2	15.2 ± 3.3	6.9 ± 2.2	10.4 ± 5.0
E ₈₅ -LR ₁₅	249.6 ± 17.4	195.5 ± 45.0	73.4 ± 11.2	71.9 ± 4.0	5.1 ± 0.6	ND	34.4 ± 6.5	36.8 ± 2.2	14.4 ± 1.4	14.6 ± 2.2
E ₇₀ -LR ₃₀	264.6 ± 29.3	252.1 ± 68.7	103.9 ± 14.2	86.3 ± 2.9	3.9 ± 0.0	NC	44.4 ± 2.4	52.0 ± 1.5	18.5 ± 3.6	17.2 ± 1.7
E ₅₅ -LR ₄₅	373.6 ± 5.8	340.6 ± 20.2	91.3 ± 2.5	109.6 ± 14.5	4.3 ± 0.3	NC	50.2 ± 4.0	67.8 ± 6.2	21.8 ± 5.8	21.5 ± 1.6

Media ± desviación estándar, ND = no detectable, NC = no cuantificable, E₁₀₀ = 100 % estiércol equino, E₈₅-LR₁₅ = 85 % estiércol equino y 15 % lodo residual, E₇₀-LR₃₀ = 70 % estiércol equino y 30 % lodo residual, E₅₅-LR₄₅ = 55 % estiércol equino y 45 % lodo residual

CONCLUSIONES

A los 45 días del vermicomposteo se alcanzó la estabilidad de todas las vermicompostas en cuanto a la relación C:N, sin embargo la mejor relación fue 70 % estiércol equino y 30 % lodo residual, por lo que esta mezcla se considera como abono orgánico. Asimismo, presentó pH neutro y gran aporte de C y N, por lo que también se recomienda como acondicionador de suelo con condiciones adecuadas para el desarrollo de *E. fetida*.

La concentración de metales demuestra que no rebasaron los valores máximos permisibles que dicta la NOM-04 (SEMARNAT 2002) en todas las vermicompostas, por lo que se pueden usar como mejorador de suelo.

REFERENCIAS

- Amouei A.I., Yousefi Z. y Khosravi T. (2017). Comparison of vermicompost characteristic produced from sewage sludge of wood and paper industry and household solid wastes. *J. Environ. Health Sci. Engin.* 15 (5), 2-6.
DOI: 10.1186/s40201-017-0269-z
- Awasthi M. L. K., Pandey A. K., Bundela P. S. y Khan J. (2015). Co-composting of organic fraction of municipal solid waste mixed with different bulking waste: Characterization of physicochemical parameters. *Bioresour. Technol.* 182, 200-207.
DOI: 10.1016/j.biortech.2015.01.104
- Bakar A. A., Noor Z. M., Jaime T. D. S., Noorlidah A. y Adi A.J. (2011). Vermicomposting of sewage sludge by *Lumbricus rubellus* using spent mushroom compost as feed material: effect on concentration of heavy metals. *Biotechnol. Bioprocess Eng.* 16, 1036-1043.
DOI: 10.1007/s12257-011-0147-y
- Bakar A. A., Lim M. P. M., Noor Z. M. y Abdullah N. (2013). Vermiremoval of heavy metal in sewage sludge by utilising *Lumbricus rubellus*. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 90, 13-20. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2012.12.006
- Bakar A. A., Yee C. M., Mahmood N. Z. y Abdullah N. (2015). Effect on heavy metals concentration from vermicomposting of agro-waste mixed with landfill leachate. *Waste Manag.* 38, 431-435. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.01.020
- Bhat S.A., Singh J. y Vig A.P. (2015). Potential utilization of bagasse as feed material for earthworm *Eisenia fetida* and production of vermicompost. *SpringerPlus*. 4 (11), 2-9.
DOI: 10.1186/s40064-014-0780-y
- Bhat S.A., Singh J. y Vig A.P. (2017). Instrumental characterization of organic wastes for evaluation of vermicompost maturity. *J. Anal. Sci. Technol.* 8 (2), 2-12. DOI: 10.1186/s40543-017-0112-2
- Bremner J.M. (1965). Nitrogen availability indexes. En: *Methods of soil analysis. Part 2. Agrom. Monogr.* 9. (C. A. Black, D. D. Evans, J. L. White, L. E. Ensminger, F.E. Clark, Eds). ASH and SSSA, Madison, Wisconsin, EUA, pp. 1324-1345.
- Brewer S. R. y Barret G. W. (1995) Heavy metal concentrations in earthworms following longterm nutrient enrichment. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 54 (1), 120-7.
DOI: 10.1007/BF00196278
- Cabanillas C., Stobbia D. y Ledesma A. (2013). Production and income of basil in and out of season with vermicomposts from rabbit manure and bovine ruminal contents alternatives to urea. *J. Clean. Prod.* 47, 77-84.
DOI: 10.1016/j.jclepro.2013.02.012
- Deka H., Deka S., Baruah C.K., Das J., Hoque S., Sarma H. y Sarma N.S. (2011). Vermicomposting potentiality of *Perionyx excavatus* for recycling of waste biomass of java citronella - An aromatic oil yielding plant. *Bioresour. Technol.* 102 (24), 11211-11217.
DOI: 10.1016/j.biortech.2011.09.102

- Del Águila J. P. (2011). Modelación del proceso de vermicomposteo de lodos residuales y abonos orgánicos. Doctorado en Ciencias ambientales. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, Hidalgo, México, 93 pp.
- Doan T.T., Ngo P.T., Rumpel C. y Nguyen B. (2013). Interaction between compost, vermicompost and earthworms influence plant growth and yield: A one-year greenhouse experiment. *Sci. Hort.* 160, 148-154. DOI: 10.1016/j.scienta.2013.05.042
- Fan C., Tsain M. y Tsui L. 2014. Structural characterization of bagasse-derived compost with different maturities and their salubility enhancing effect on PCE and Toluene. *Chemosphere* 105, 95-99. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.12.102
- Fernández-Gómez M. J., Nogales R., Plante A., Plaza C. y Fernández J.M. (2015). Application of a set of complementary techniques to understand how varying the proportion of two wastes affects humic acids produced by vermicomposting. *Waste Manag.* 35, 81-88. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.09.022
- Garg V.K. y Kaushik P. (2005). Vermistabilization of textile mill sludge spiked with poultry droppings by an epigenic earthworm *Eisenia fetida*. *Bioresour. Technol.* 96 (9), 1063-1071. DOI: 10.1016/j.biortech.2004.09.003
- Garg P., Gupta A. y Satya S. (2006). Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia fetida*: a comparative study. *Bioresour. Technol.* 97 (3), 391-395. DOI: 10.1016/j.biortech.2005.03.009
- Gogoi A., Biswas S., Bora J., Sundar S., Sundar S. y Kumar M. (2015). Effect of vermicomposting on copper and zinc removal in activated sludge with special emphasis on temporal variation. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 15 (2), 101-107. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2015.01.001
- Gómez-Brandón M., Lores M. y Domínguez J. (2013). Changes in chemical and microbiological properties of rabbit manure in a continuous-feeding vermicomposting system. *Bioresour. Technol.* 128, 310-316. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.10.112
- Gupta R. y Garg V. K. (2008). Stabilization of primary sewage sludge during vermicomposting. *J. Hazard. Mater.* 153 (3), 1023-1030. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.09.055
- Hait S. y Tare V. (2011). Optimizing vermistabilization of waste activated sludge using vermicompost as bulking material. *Waste Manag.* 31 (3), 502-511. DOI: 10.1016/j.wasman.2010.11.004
- Hait S. y Tare V. (2012). Transformation and availability of nutrients and heavy metal during integrated composting-vermicomposting of sewage sludge. *Ecotox. Environ. Safe.* 79, 214-224. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2012.01.004
- Iglesias P. (2007). Costos económicos por la generación y manejo de residuos sólidos en el municipio de Toluca, Estado de México. *Equilibrio Económico* 3, 131-148.
- Khan N., Clark I., Sánchez-Monedero M.A., Shea S., Meier S. y Bolan N. 2014. Maturity indices in co-composting of chicken manure and sawdust with biochar. *Bioresour. Technol.* 168, 245-251. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.02.123
- INECC y SEMARNAT (2012). Diagnóstico básico para la gestión de residuos. Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México, México, 201pp.
- Sharma K. S. (2003). Municipal solid waste management through vermicomposting employing exotic and local species of earthworms. *Bioresour. Technol.* 90 (2), 169-173. DOI: 10.1016/S0960-8524(03)00123-8
- Khairakpam M. y Bhargava R. (2009). Vermitechnology for sewage sludge recycling. *J. Hazard. Mater.* 161 (2-3), 948-954. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.04.088
- Lapinski S, Borowiec F, Pospiech N. y Soltyk-Stefanska M. (2002) Heavy metals accumulation in the body of earthworm *Eisenia fetida* (Sav.) used in animal nutrition. *Ukrainian Academy of Agrarian Sciences, Anim. Biol.* 4, 205-209.
- Lazcano C., Gómez-Brandón M. y Domínguez J. (2008). Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere* 72 (7), 1013-1019. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.04.016
- Li L., Xu Z., Wu J. y Tian G. (2010). Bioaccumulation of heavy metals in the earthworm *Eisenia fetida* in relation to bioavailable metal concentrations in pig manure. *Bioresour. Technol.* 101 (10), 3430-6. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.12.085
- Lin D., Zhang R., Wu H., Xu D., Tang Z., Yu G. y Xu Z. (2011). Changes in biochemical and microbiological parameters during the period of rapid composting of dairy manure with rice chaff. *Bioresour. Technol.* 102 (19), 9040-9049. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.07.052
- Lukkari T., Teno S., Vaisanen A. y Haimi J. (2006). Effect of earthworms on decomposition and metal availability in contaminated soil: microcosm studies of populations with different exposure histories. *Soil Biol. Biochem.* 38 (2), 359-370. DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.05.015
- Mohini S., Chauhan A. y Ashokan P. (1998). Flyash vermicomposting from non-ecofriendly organic wastes. *Pollut. Res.* 17 (1), 5-11.
- Ouni Y., Lakhdar A., Scelza R., Scotti R., Abdelly C., Barhoumi Z. y Rao M. A. (2013). Effects of two compost and two grasses on microbial biomass and biological

- activity in a salt-affected soil. *Ecol. Eng.* 60, 363-369. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.09.002
- SAGARPA (2008). Norma Mexicana NMX-FF-109-SC-FI-2007. Humus de lombriz (lombricomposta) especificaciones y métodos de prueba. Diario Oficial. 26 de mayo de 2008
- Sangwan P., Kaushik C.P. y Garg V.K. (2008). Feasibility of utilization of horse dung spiked filter cake in vermicomposters using exotic earthworm *Eisenia foetida*. *Bioresour. Technol.* 99 (7), 2442-2448. DOI: 10.1016/j.biortech.2007.04.061
- Shahmansouri M. R., Pourmoghadas H., Parvaresh A. R. y Alidadi H. (2005). Heavy metals bioaccumulation by Iranian and Australian earthworms (*Eisenia fetida*) in the sewage sludge vermicomposting. *Iran J. Environ. Health Sci. Eng.* 2 (1), 28-32.
- SEMARNAT (2001). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2001. Fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 7 de diciembre de 2001.
- SEMARNAT (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 24 de septiembre de 2002.
- Sheppard S., Evender W. y Corwell T. (1997). Depuration and uptake kinetics of I, Cs, Mn, Zn and Cd by the earthworms (*Lumbricus terrestris*) in radiotracer-spiked litter. *Environ. Toxic. Chem.* 16 (10), 1206-1212. DOI: 10.1002/etc.5620161017
- Song X., Lin M., Di W., Qi L., Chenglong Y., Jia J. y Feng H. (2014). Heavy metal nutrient changes during vermicomposting animal manure spiked with mushroom residues. *Waste Manag.* 34 (11), 1977-1983. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.07.013
- Soobhany N., Mohee R. y Garg V.K. (2015). Recovery of nutrient from Municipal Solid Waste by composting and vermicomposting using earthworm *Eudrilus uegebiae*. *J. Environ. Chem. Eng.* 3 (4), 2931-2942. DOI: 10.1016/j.jece.2015.10.025
- Suthar S. y Singh S. (2008). Vermicomposting of domestic waste by using two epigeic earthworms (*Perionyx excavatus* and *Perionyx sansibarius*). *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 5 (1), 99-106. DOI: 10.1007/BF03326002
- Suthar S. (2009). Vermistabilization of municipal sewage sludge amended with sugarcane trash using epigeic *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *J. Hazard. Mater.* 163 (1), 199-206. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.06.106
- Suthar S., Sajwan P. y Kumar K. (2014). Vermiremediation of heavy metals in wastewater sludge from paper and pulp industry using earthworm *Eisenia fetida*. *Ecotox. Environ. Safe.* 109, 177-184. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.07.030
- Varma S.V., Yadav J., Das S. y Kalaundhad S. (2015). Potential of waste carbide sludge addition on earthworm and organic matter degradation during vermicomposting agricultural wastes. *Ecol. Eng.* 83, 90-95. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.05.050
- Vig A., Singh J., Wani S.H. y Dhaliwal S. S. (2011). Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm *Eisenia foetida* (Savigny). *Bioresour. Technol.* 102 (17), 7941-7945. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.05.056
- Xue D. y Huang X. (2013). The impact of sewage sludge compost on tree peony growth and soil microbiological, and biochemical properties. *Chemosphere* 93 (4), 583-587. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.05.065
- Yadav A. y Garg V. K. (2011). Recycling of organic wastes by employing *Eisenia fetida*. *Bioresour. Technol.* 102 (3), 2874-2880. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.10.083
- Yadav A. y Garg V. K. (2013). Nutrient recycling from industrial solid wastes and weeds by vermiprocessing using earthworms. *Pedosphere* 23 (5), 668-677. DOI: 10.1016/S1002-0160(13)60059-4