



INÓCULO MICROBIANO CON CAPACIDAD CELULOLÍTICA PARA LA PRODUCCIÓN DE COMPOST EN MANABÍ-ECUADOR

MICROBIAL INOCULUM WITH CELLULOLYTIC CAPACITY FOR COMPOST PRODUCTION IN MANABÍ-ECUADOR

Ángel Monserrate Guzmán Cedeño^{1,2}, Diego Efrén Zambrano-Pazmiño¹, María Auxiliadora Conforme Álava¹, Beatriz Rocío Vera Vera¹

1Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí "Manuel Félix López", 10 de agosto N°82 y Granada Centeno. Calceta, Manabí, Ecuador; aguzman@espam.edu.ec

2Universidad Laica "Eloy Alfaro" de Manabí. Ciudadela universitaria vía San Mateo. Manta, Manabí, Ecuador.

Rec.: 19.08.2019. Acept.: 02.10.2020.

Publicado el 30 de diciembre de 2020

Resumen

Dos aislados de *Trichoderma* (*T. harzianum*, y *T. longibrachiatum*) y una cepa de *Bacillus* spp se probaron como inoculantes en el proceso de compostaje. Las pilas (cilindros de 0.33 m³) estuvieron conformadas por una mezcla de cáscara de maní y porquinaza, residuo de camas profundas de un hato porcino. A las pilas se aplicó diferentes tamaños de inóculo: 200 mL/m³ (T1), 300 mL/m³ (T2) 400 mL/m³ (T3) y 0 mL/m³ (testigo-T4). Durante el compostaje se controló la humedad (alrededor del 60%) y temperatura que alcanzó 48.7°C en la etapa termofílica. A los 120 días del compostaje el pH osciló entre 6.94 y 7.12, los valores de conductividad eléctrica estuvieron entre 655-1362 $\mu\text{S cm}^{-1}$, la relación C/N fue entre 16 y 29%, el primer valor correspondió al tratamiento con mayor aportación de inóculo. La composición química del compost fue muy similar en los cuatro tratamientos, con ligeros incrementos donde se aplicó mayor cantidad de inóculo, lo que indica un estado más avanzado de transformación de la materia orgánica compostada. El tratamiento 3 presentó el menor contenido de coliformes totales y fecales al final del período de compostaje con 5×10^1 y $1,33 \times 10^1$ NMP/g respectivamente. Se concluye que el inóculo contribuyó favorablemente al proceso de compostaje y por ende a la madurez y estabilidad del compost.

Palabras clave: carga microbiana, compostaje, actividades enzimáticas

Abstract

Two *Trichoderma* isolates (*T. harzianum*, and *T. longibrachiatum*) and a *Bacillus* spp strain were tested as inoculants in the composting process. The piles (cylinders of 0.33 m³) were made up of a mixture of peanut shells and pig manure, residue from deep beds of a pig herd. Different sizes of inoculum were applied to the piles: 200 mL / m³ (T1), 300 mL / m³ (T2), 400 mL / m³ (T3) and 0 mL / m³ (control-T4). During composting, humidity (around 60%) and temperature were controlled, reaching 48.7 °C in the thermophilic stage. 120 days after composting, the pH ranged between 6.94 and 7.12, the electrical conductivity values were between 655-1362 $\mu\text{S cm}^{-1}$, the C / N ratio was between 16 and 29%, the first value corresponded to the treatment with the highest contribution of inoculum. The chemical composition of the compost was very similar in the four treatments, with slight increases where a greater amount of inoculum was applied, which indicates a more advanced stage of transformation of the composted organic matter. Treatment 3 showed the lowest content of total and fecal coliforms at the end of the composting period with 5×10^1 and 1.33×10^1 MPN / g respectively. It is concluded that the inoculum contributed favorably to the composting process and therefore to the maturity and stability of the compost.

Keywords: Microbial load, composting, enzymatic activities.

Introducción

La cantidad de residuos generados por la actividad Lagropecuaria se ha incrementado con el aumento de la demanda de alimentos, por el crecimiento de la población (Sabiiti, 2011), estos residuos se convierten en una fuente de contaminación para el ambiente y la salud pública cuando no se le proporciona un buen tratamiento, debido a la presencia de organismos patógenos (Bernal *et al.*, 2009; Anyanwu *et al.*, 2013; Bazrafshan *et al.*, 2016; Jara-Samaniego *et al.*, 2017).

Como alternativa de manejo de los residuos orgánicos está el compostaje, que es un proceso biodegradativo, aerobio y biológico, donde se transforman los residuos orgánicos en sustancias humificadas, es promovido principalmente por bacterias y hongos, cuya acción metabólica conduce a la mineralización y humificación parcial de los residuos orgánicos (Cooperband, 2002; Boulter *et al.*, 2002; Guardabassi *et al.*, 2003; Partanen *et al.*, 2010; Guzmán *et al.*, 2014); Guzmán *et al.*, 2015) para convertirlos en productos potencialmente útiles para su aplicación en las áreas de producción de interés agroalimentario, hay suficiente evidencia que el compost es una alternativa sostenible para restaurar la fertilidad de los suelos agrícolas degradados (Bellino *et al.*, 2014; Peigne y Girardin, 2004; Ahmad *et al.*, 2007; De Gannes *et al.*, 2012).

El sustrato obtenido del proceso de compostaje puede suministrar todos los macros y micro nutrientes necesarios para la obtener altos rendimientos en cultivos de interés agroalimentario (Borken *et al.*, 2002; Ahmed *et al.*, 2007; Anyanwu *et al.*, 2013), por lo que puede ser utilizado como abono, en enmiendas, como acondicionador del suelo y en la recuperación de suelos erosionados (Cooperband 2002; Garrido *et al.*, 2002; Zorpas *et al.*, 2003; Anwar *et al.*, 2015), obteniéndose beneficios directos como el aumento de la productividad agrícola, la mejora de la biodiversidad del suelo y la reducción de los problemas ambientales y económicos asociados con los métodos tradicionales para eliminar los residuos (Guardabassi *et al.*, 2003; Singh y Nain, 2014).

La tasa de degradación y la calidad del compost se pueden mejorar mediante la inoculación de microorganismos. Sin embargo, los microorganismos que se utilicen para este propósito deben ser los apropiados para las características de la materia prima (Vargas-García *et al.*, 2007 y Fan *et al.*, 2017).

Por lo expuesto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de un inóculo nativo sobre los indicadores físicos, químicos y biológicos del compost, durante el proceso de compostaje.

Materiales y métodos

Formación de pilas

Las materias primas utilizadas en este estudio fueron las siguientes: porquinaza (estiércol de cerdos mezclada con cascarilla de arroz, y cáscara de maní. La mezcla de los residuos fue sometida a un proceso de compostaje durante 120 días, empleando el método de apilamiento por volteos. La mezcla de residuos (0.33 m³) se colocó en cilindros de malla metálica (50 cm de altura y 96 cm de diámetro). El inóculo contenía un cultivo mixto de hongos (*Trichoderma harzianum* y *Trichoderma longibrachiatum*) y una cepa bacteriana (*Bacillus* spp), perteneciente a la colección de cepas del Laboratorio de Biología Molecular de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí. Se aplicaron los siguientes tratamientos expresados en mL del cultivo de inóculo/m³ de mezcla de residuo: 200 mL/m³ (T1); 300 mL/m³ (T2); 400 mL/m³ (T3) y 0 mL/m³ (testigo).

Análisis fisicoquímico

La temperatura, el pH y la humedad se monitorearon y registraron periódicamente, la temperatura se evaluó con un termómetro de punzón en tres puntos equidistantes de la pila. Para el contenido de humedad, las muestras se secaron en estufa (Memmert) a 105°C durante 24 h (AOAC, 1990). El pH y la conductividad eléctrica de las muestras de compost se analizaron en extractos de agua (1:10, p/v), para su determinación se utilizó un medidor de pH (Oakton pH 700) y un electrodo de conductividad (Oakton CON 700) (Gómez-Brandón *et al.*, 2008). El contenido de materia orgánica se determinó por el Método volumétrico y el contenido de ceniza se midió por el método INEN 467. La relación C/N se determinó a los 30 y a los 120 días; mientras que la concentración de N, P, K, Ca, Mg, S, B, Zn, Cu y Fe se determinó a los 120 días.

Análisis microbiológico

Para el análisis microbiano se cuantificaron los siguientes grupos microbianos: (i) Coliformes totales (Método INEN 1529-8), (ii) *Escherichia coli*, (Método INEN 1529-8).

Análisis estadístico

El experimento se lo realizó por triplicado y los resultados se analizaron mediante el programa estadístico infostat (versión 2018). Se realizó el análisis de varianza (ANOVA), para comparar las medias de tratamiento (Di Rienzo *et al.*, 2014).

Resultados y discusión

Evolución de la temperatura.

La temperatura de las pilas de compostaje fue mayor a 45°C después de 24 horas de iniciado el proceso de compostaje en todos los tratamientos (Gráfico 1), similar a lo observado por Nutongkaew *et al.* (2014). Sin embargo, no se alcanzó el rango óptimo señalado por Nicholson *et al.* (2005) y Fourti *et al.* (2008), quienes mencionan que la temperatura no debe ser menor a 55°C durante tres días consecutivos para que ocurra la inactivación de los patógenos que están presentes en las mezclas de residuos del compostaje. La dosis de 300 mL obtuvo el mayor promedio de temperatura con 48.7°C. Las temperaturas elevadas son importantes durante la fase termófila ya que aceleran la descomposición de las proteínas, grasas e hidratos de carbono complejos (Fourti *et al.*, 2008).

Evolución del pH.

A las 24 horas, el tratamiento 2 obtuvo el máximo promedio de pH con 7,30 (Gráfico 2). Fourti *et al.* (2011) mencionan que el rango ideal de pH debe estar entre 6-8 para permitir una mayor tasa de descomposición, si el pH está fuera de este rango, afectará la actividad microbiana, prolongando los tiempos de descomposición. Los valores de pH al final del compostaje para los tratamientos T1, T2, T3 y T4 fueron 6.94; 7.00; 7.12 y 6.98 respectivamente, similar a lo observado por Bazrafshan *et al.* (2006) y Sarika *et al.* (2014).

Evolución del contenido de cenizas.

El contenido de cenizas en los cuatro tratamientos varió gradualmente durante el proceso de compostaje. Los resultados muestran que el contenido de cenizas fue similar en todos los tratamientos hasta los 90

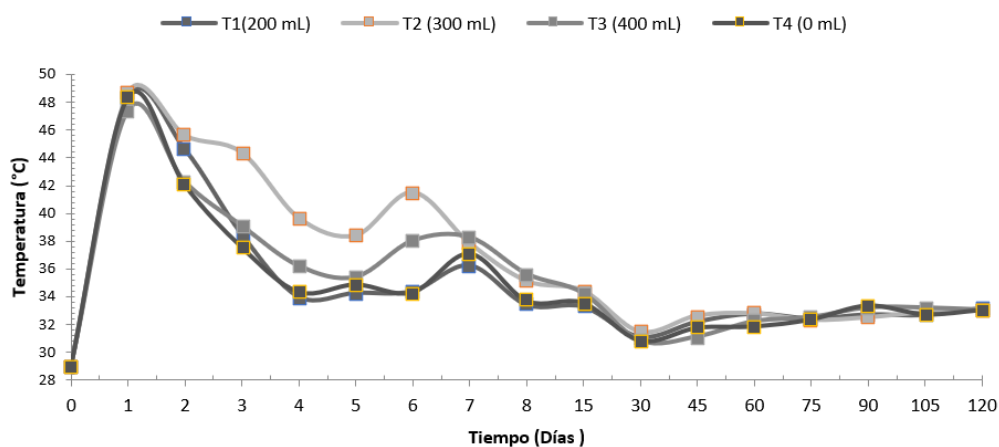


Gráfico 1. Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje

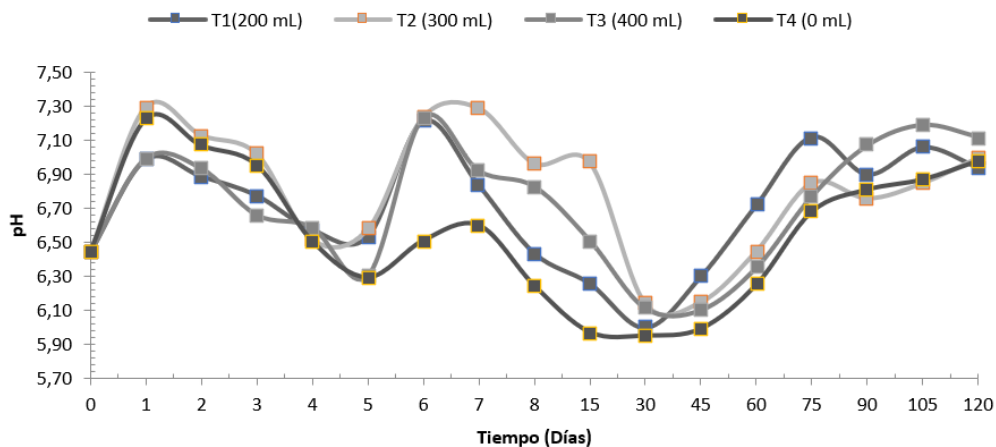


Gráfico 2. Evolución del pH durante el proceso de compostaje

días del compostaje. A los 120 días del proceso se presentaron diferencias estadísticas entre las variantes, estableciéndose dos categorías; en el segundo rango se ubicó el T1 con 52.1% de cenizas. El resto de variantes compartieron la primera categoría estadística, con valores entre 55.9 y 56.5 % de cenizas (Cuadro 1).

Cuadro 1. Contenido de cenizas

Dosis de inóculo	Tiempo (Días)			
	30	60	90	120
200 mL/m ³	53.1 ^a	54.3 ^a	53.5 ^a	52.1 ^b
300 mL/m ³	54.8 ^a	55.0 ^a	51.2 ^a	56.5 ^a
400 mL/m ³	54.8 ^a	54.6 ^a	52.2 ^a	55.9 ^a
0 mL/m ³	56.7 ^a	57.2 ^a	53.7 ^a	56.0 ^a
p-valor	0.9554	0.8567	0.5599	0.0067

Letras distintas en columna indican diferencias significativas p <0.05 (Tukey HSD)

Evolución de la CE.

A los 30 días la CE se encontraba en un rango de 900-1400 $\mu\text{S cm}^{-1}$, (Cuadro 2). Posteriormente (60 días) ocurrió una disminución representativa (655-807 $\mu\text{S cm}^{-1}$). En evaluaciones posteriores (90 y 120 días) la CE tuvo un aumento (1066 $\mu\text{S cm}^{-1}$), provocando el incremento en la concentración de nutrientes. La conductividad eléctrica final no excedió el valor límite de 3000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para compostas estables, similar a lo reportado por Gao *et al.* (2010).

Cuadro 2. Contenido de CE ($\mu\text{S/cm}^{-1}$)

Dosis de inóculo	Tiempo (Días)			
	30	60	90	120
200 mL/m ³	982 ^a	655 ^a	739 ^a	893 ^a
300 mL/m ³	1112 ^a	761 ^a	822 ^a	1024 ^a
400 mL/m ³	1092 ^a	754 ^a	909 ^a	1066 ^a
0 mL/m ³	1362 ^a	807 ^a	909 ^a	1034 ^a
p-valor	0.3146	0.1466	0.4472	0.3193

Letras distintas en columna indican diferencias significativas p <0.05 (Tukey HSD)

Evolución de la relación carbono/nitrógeno.

La relación carbono nitrógeno (C/N) a los 120 días de compostaje disminuyó en todos los tratamientos, similar a lo reportado por Adediran *et al.* (2003); Baharuddin *et al.* (2009); Patel *et al.* (2015) y Halet *et al.* (2016). siendo el tratamiento 3 el que presentó la mayor reducción de la relación C/N de 23 a 16 (Cuadro 3). Esta reducción puede atribuírsela a la pérdida de carbono y al incremento en el contenido de nitrógeno (Patel *et al.*, 2015; Bazrafshan *et al.*, 2016).

Cuadro 3. Evolución de la relación carbono/nitrógeno

Dosis de inóculo	Tiempo (Días)	
	30	120
200 mL/m ³	30	29
300 mL/m ³	25	22
400 mL/m ³	23	16
0 mL/m ³	30	27

Composición química del compost.

A los 120 días del compostaje, la concentración de macro y micro elementos de los sustratos, en todos los tratamientos, presentaron valores muy similares; lo cual, responde a las cualidades del material de partida y no a la incorporación del inóculo. Aunque los valores son bajos, hay importantes trazas de elementos nutritivos como fuente de nutriente para las plantas (Cuadro 4). Se encontró que el contenido de N% de los compost a los 120 días para todos los tratamientos estaba entre 1.1-1.5%, el valor más alto corresponde a las variantes con mayor inóculo en la pila, similar a lo reportado por Dadi, *et al.* (2012).

Bacterias patógenas durante el compostaje.

A pesar de que en la etapa termófila la temperatura máxima no superó los 50°C, la densidad microbiana no deseable en el compost se redujo durante el proceso de compostaje (Gráfico 3). Sin embargo, no se logró eliminar completamente los Coliformes totales y *E. coli* en el producto final, similar a lo reportado por Choy *et al.* (2015) y Hoffmeister *et al.* (2018). Los valores obtenidos a los 120 días muestran que el compost que recibió la dosis de 400 mL/m³ se encuentran dentro de los límites permisibles establecidos por la EPA (1994), la cual clasifica en clase A, los compostajes que finalizan con un estándar de <1000 NMP/g. de Coliformes fecales.

El análisis inicial para *E. coli*, en todos los tratamientos, indican que las muestras del sustrato estaban por encima de los límites establecidos en las normas para compost. Durante el proceso de compostaje la densidad de *E. coli* en el compost se redujo (Gráfico 4), siendo la dosis de inoculación de 400 mL/m³ la que presentó el compost con menor carga patógena a los 120 días. La reducción de coliformes totales y *E. coli* durante el proceso de compostaje puede atribuírselo a las cepas fúngicas (*T. harzianum* y *T. longibrachiatum*), que compiten interespecíficamente eliminando gérmenes patógenos, al producir metabolitos secundarios volátiles y no volátiles (Monte y Llobelf, 2003).

Cuadro 4. Características químicas del compost a los 120 días del compostaje

Elementos	Dosis de inóculo			
	200 mL/m ³	300 mL/m ³	400 mL/m ³	0 mL/m ³
Nitrógeno (%)	1.3	1.5	1.5	1.1
Fósforo (%)	0.70	0.62	0.78	0.80
Potasio (%)	0.90	0.65	0.79	0.78
Calcio (%)	1.97	1.54	1.85	1.65
Magnesio (%)	0.53	0.44	0.67	0.54
Azufre (%)	0.06	0.04	0.06	0.06
Boro (ppm)	23.67	20.33	28.33	25.00
Zinc (ppm)	68.67	62.33	69.00	71.33
Cobre (ppm)	29.33	25.67	31.33	33.00
Hierro (ppm)	598.33	595.00	597.33	600.67
Manganeso (ppm)	284.66	269.00	292.33	301.00

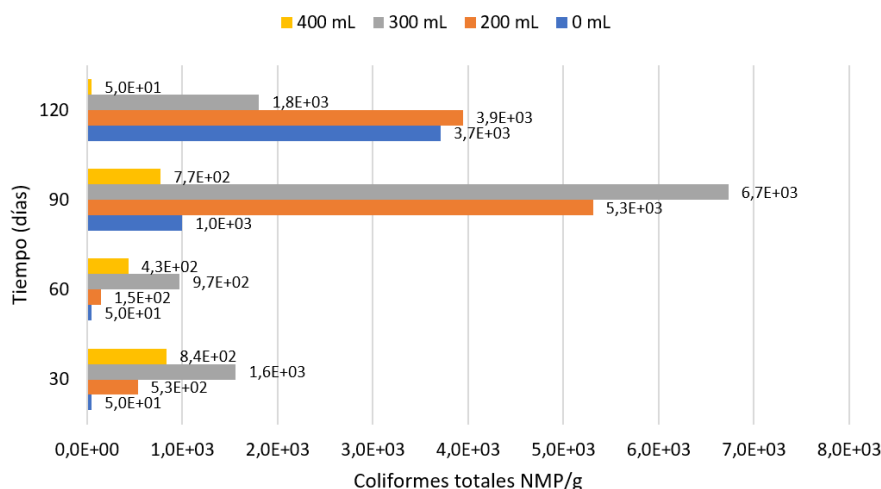


Gráfico 3. Variaciones de coliformes totales durante el proceso de compostaje

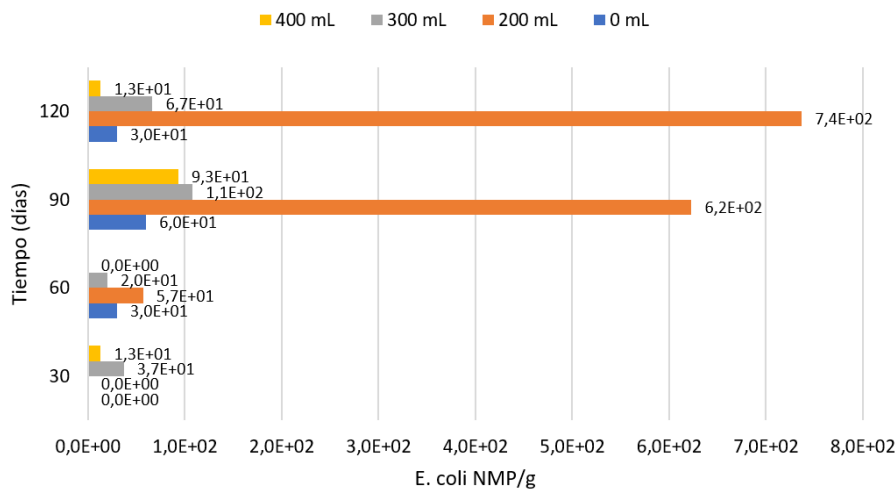


Gráfico 4. Variaciones de *E. coli* durante el proceso de compostaje

Conclusiones

La aplicación del inoculo microbiano, *T. harzianum*, *T. longibrachiatum* y *Bacillus spp* (400 mL/m³) en mezclas de residuos (estiércol de cerdos mezclada con cascarilla de arroz y cáscara de mani) favoreció el proceso de compostaje para obtener un compost con mayor estabilidad y madurez de acuerdo a los parámetros físico-químicos, microbiológicos y de fitotoxicidad evaluados.

Agradecimiento

A la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López por el auspicio y financiamiento de la investigación.

Literatura citada

- Adediran, J. A., Taiwo, L. B. & Sobulo, R. A. 2003. Effect of Organic Wastes and Method of Composting on Compost Maturity, Nutrient Composition of Compost and Yields of Two Vegetable Crops. *Journal of Sustainable Agriculture*, 22(4), 95-109. https://doi.org/10.1300/J064v22n04_08.
- Ahmad, R., Jilani, G., Arshad, M., Zahir, Z. A. & Khalid, A. 2007. Bio-conversion of organic wastes for their recycling in agriculture: an overview of perspectives and prospects. *Annals of Microbiology*, 57(4), 471-479. <https://doi.org/10.1007/BF03175343>
- Ahmed, M., Idris, A. & Omar, S. R. S. 2007. Physicochemical characterization of compost of the industrial tannery Sludge. *Journal of Engineering Science and Technology*, 2(1), 81-94.
- Anwar, Z., Irshad, M., Fareed, I. & Saleem, A. 2015. Characterization and Recycling of Organic Waste after Co-Composting - A Review. *Journal of Agricultural Science*, 7(4), 68-79. <https://doi.org/10.5539/jas.v7n4p68>.
- Anyanwu, Ch. F., Ngohayon, S. L., Ildefonso, R. L. & Ngohayon, J. L. 2013. Application of Indigenous Microorganisms (IMO) for Bio-Conversion of Agricultural Waste, 4(5), 7.
- AOAC (Association of Official Analytical Chemists). 1990. Official Method of Analysis of the Association of Official Analytical Chemists, 15th edn. The Association of Official Analytical Chemists. U.S.A.
- Baharuddin, A., Wakisaka, M., Shirai, Y., Abd. Aziz, S., Abdul Rahman, N. & Hassan, M. A. 2009. Co-composting of empty fruit bunches and partially treated palm oil mill effluents in pilot scale. *International Journal of Agricultural Research*, 4(2), 69-78.
- Bazrafshan, E., Zazouli, M., Bazrafshan, J. & Bandpei, A. (2006). Evaluation of microbiological and chemical parameters during wastewater Sludge and Sawdust Co-composting. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 10(2). <http://doi:10.4314/jasem.v10i2.43683>.
- Bazrafshan, E., A. Zarei, F. Kord, N. Poormollae, S. Mahmoodi. & M. Zazouli. 2016. Maturity and Stability Evaluation of Composted Municipal Solid Wastes. *Health Scope*. 5(1): 1-9.
- Bellino, A., Baldantoni, D., De Nicola, F., Iovieno, P., Zaccardelli, M. & Alfani, A. 2014. Compost amendments in agricultural ecosystems: Confirmatory path analysis to clarify the effects on soil chemical and biological properties. *The Journal of Agricultural Science*, 153, 1-14. <https://doi.org/10.1017/S0021859614000033>
- Bernal, M. P., Alburquerque, J. A. & Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444-5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Borken, W., Muhs, A. & Beese, F. 2002. Application of compost in spruce forests: effects on soil respiration, basal respiration and microbial biomass. *Forest Ecology and Management*, 159(1-2), 49-58. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00709-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00709-5)
- Boulter, J., J. Trevors, G. & Boland, 2002. Microbial studies of compost: bacterial identification, and their potential for turfgrass pathogen suppression. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 18(7): 661-671.
- Choy, SY, Wang, K., Qi, W., Wang, B., Chen, C.-L. & Wang, J.-Y. 2015. Co-compostaje de residuos hortícolas con cáscaras de frutas, residuos de alimentos y residuos de soja. *Tecnología ambiental*, 36 (11), 1448-1456. doi: 10.1080 / 09593330.2014.993728.
- Cooperband, L. 2002. *The Art and Science of Composting: A resource for farmers and compost producers*. University of Wisconsin-Madison, Center for Integrated Agricultural Systems.
- Dadi, D. Sulaiman, H. & Leta, S. 2012. Evaluation of Composting and the Quality of Compost from the Source Separated Municipal Solid Waste. *J. Appl. Sci. Environ. Manage*. 16(1): 5-10.
- De Gannes, V., Eudoxie, G., Dyer, D. H. & Hickey, W. J. 2012. Diversity and abundance of ammonia oxidizing archaea in tropical compost systems. *Frontiers in Microbiology*, 3. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00244>.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M. & Robledo C.W. 2014. InfoStat versión. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- EPA (Environmental Protection Agency) 1994. A plain English guide to the EPA part 503 biosolids rule. Office of Wastewater Management, Environmental Protection Agency, Washington, D.C. USA.
- Fan Y.V., Lee C.T., Ho C.S., Klemeš J.J., Wahab R.A., Chua

- L.S. & Sarmidi M.R., 2017, Evaluation of microbial inoculation technology for composting, *Chemical Engineering Transactions*, 56, 433-438 DOI:10.3303/CET1756073
- Fourti, O., Jedidi, N. & Hassen, A. 2008. Behaviour of Main Microbiological Parameters And of Enteric Microorganisms During the Composting of Municipal Solid Wastes and Sewage Sludge in A Semi-Industrial Composting Plant. *American Journal of Environmental Sciences*, 4(2), 103-110. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2008.103.110>.
- Fourti, O., Jedidi, N. & Hassen, A. 2011. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of co-composting of municipal solid wastes and sewage sludge in semi-arid pedo-climatic condition. *Natural Science*, 03(02), 124-135. <https://doi.org/10.4236/ns.2011.32018>.
- Gao, M., Liang, F., Yu, A., Li, B. & Yang, L. 2010. Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. *Chemosphere*, 78(5), 614-619. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.10.056>
- Garrido, S., Vilchis Juárez, J., André Ramonet, C., García López, J., Alvarez Rios, A. & Gorostieta Uribe, E. 2002. Aerobic thermophilic composting of waste sludge from gelatin-grenetine industry. *Resources, Conservation and Recycling*, 34, 161-173. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(01\)00099-4](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(01)00099-4).
- Gómez-Brandón, M. Lazcano, C. & Domínguez, J. 2008. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. *Chemosphere* 70: 436-444. <http://doi:10.1016/j.chemosphere.2007.06.065>.
- Guardabassi, L., Dalsgaard A. y Sobsey M. 2003. Occurrence and survival of viruses in composted human faeces, Technical Report 32, Danish Environmental Protection Agency, Koebenhavn, Denmark. 59.
- Guzmán, A., Zambrano, D., Rondón, A., Laurencio, M., Pérez, M., León, R. & Rivera, R. (2014). Aislamiento, selección y caracterización de hongos celulíticos a partir de muestras de suelo en Manabí-Ecuador. *Revista. Fac. Cienc. Agrar., Univ.* 46 (2),177-189.
- Guzmán, A., Zambrano, D., Rivera, R., Rondón, A., Laurencio, M., Pérez, M. & León, R. (2015). Aislamiento y selección de bacterias autóctonas de Manabí-Ecuador con actividad celulolítica. *Cultivos Tropicales*, 36 (1), 7-16.
- Halet, D., Boon, N. & Verstraete, W. 2016. Community dynamics of methanotrophic bacteria during composting of organic matter. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 101(4), 297-302. <https://doi.org/10.1263/jbb.101.297>.
- Hoffmeister, D., Germani, J. C. & Sand, S. T. V. D. 2018. Characterization of bacterial population during composting of municipal solid waste. *Acta Scientiae Veterinariae*, 33(3), 283-290.
- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M. D., Bustamante, M. A., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Gavilanes-Terán, I. & Moral, R. 2017. Development of organic fertilizers from food market waste and urban gardening by composting in Ecuador. *PLOS ONE*, 12(7), 1-17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181621>.
- Monte, E. & A. Llobell. 2003. *Trichoderma* in organic agriculture. p. 725-733. In V World Avocado Congress, Málaga, Spain. 19-24 October.
- Nicholson, F., Groves, S. & Chambers B., 2005. Pathogen survival during livestock manure storage and following land application. *Bioresour Technol.* 96(2): 135-43.
- Nutongkaew, T., Duangsuwan, W., Prasertsan, S. & Prasertsan, P. 2014. Effect of inoculum size on production of compost and enzymes from palm oil mill biogas sludge mixed with shredded palm empty fruit bunches and decanter cake. *Songklanakarin J. Sci. Technol.*, 36(3), 275-281.
- Partanen, P., Hultman, J., Paulin, L., Auvinen, P. & Romantschuk, M. 2010. Bacterial diversity at different stages of the composting process. *BMC Microbiology*, 10(94), 1-11. <https://doi.org/10.1186/1471-2180-10-94>.
- Patel, J., Yossa, I., Macarisin, D. & Millner, P. 2015. Physical Covering for Control of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella* spp. in Static and Windrow Composting Processes. *Applied and environmental microbiology*, 81(6), 2063-2074. <https://doi.org/10.1128/AEM.04002-14>.
- Peigne, J. & Girardin, P. 2004. Environmental Impacts of Farm-Scale Composting Practices. *Water Air and Soil Pollution*, 153, 45-68. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000019932.04020.b6>.
- Sabiiti, E. 2011. Utilising agricultural waste to enhance food security and conserve the environment. *African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development* 11(6).
- Sarika, D., Singh, J., Prasad, R., Vishan, I., Varma, V. S. & Kalamdhad, A. S. 2014. Study of physico-chemical and biochemical parameters during rotary drum composting of water hyacinth. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 3(3). doi:10.1007/s40093-014-0063-1.
- Singh, S. & Nain, L. 2014. Microorganisms in the Conversion of Agricultural Wastes to Compost. *Proceedings of the Indian National Science Academy*, 80(2), 473-481. <https://doi.org/10.16943/ptinsa/2014/v80i2/4>.
- Vargas-García, M. C., Suárez-Estrella, F., López, M. J. & Moreno, J. 2007. Effect of inoculation in composting processes: Modifications in lignocellulosic fraction. *Waste Management*, 27(9), 1099-1107. doi:10.1016/j.wasman.2006.06.013
- Zorpas, A. A., Arapoglou, D. & Panagiotis, K. 2003. Waste paper and clinoptilolite as a bulking material with dewatered anaerobically stabilized primary sewage sludge (DASPSS) for compost production. *Waste Management*, 23(1), 27-35. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(02\)00042-9](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(02)00042-9).