



UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE

**PROGRAMA DE DOCTORADO EN
RECURSOS Y TECNOLOGÍAS AGRARIAS,
AGROAMBIENTALES Y ALIMENTARIAS**

**Compostaje de residuos procedentes de la industria
florícola en Ecuador. Empleo agrícola y para la
biorremediación ambiental de los compost obtenidos**

TESIS DOCTORAL

JULIO CÉSAR IDROVO NOVILLO

2020

Compostaje de residuos procedentes de la industria florícola en Ecuador. Empleo agrícola y para la biorremediación ambiental de los compost obtenidos

Composting of wastes from the flower industry in Ecuador. Agricultural and environmental bioremediation uses of the compost obtained

Esta tesis se presenta como compendio de las siguientes publicaciones:

Idrovo-Novillo, J., Gavilanes-Terán, I., Bustamante, M., & Paredes, C. (2018). **Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts.** *Process Safety and Environmental Protection*, 116, 388-395. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.03.012>

Idrovo-Novillo, J., Gavilanes-Terán, I., Veloz-Mayorga, N., Erazo-Arrieta, R., Paredes, C. (2019). **Closing the cycle for the cut rose industry by the reuse of its organic wastes: A case study in Ecuador.** *Journal of Cleaner Production*, 220, 910-918. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.121>

Idrovo-Novillo, Julio, Gavilanes-Terán, I., Veloz-Mayorga, N., Erazo-Arrieta, R., Jara-Erazo, S., Bravo-Basantes, V., Paredes, C. (2018). **Efectos del tipo de enmienda orgánica y del inóculo microbiano en la biorremediación de suelos contaminados por petróleo.** *En R. A. Vila, R. C. Castelló, T. M. Martínez, A. P. Piqueres, A. Q. Oliver, P. R. Jarabo (Eds.), Gestión integral de residuos orgánicos. Poniendo en marcha la economía circular en la sociedad. Red Española de Compostaje, Valencia. pp. 371-375 (ISBN: 9788409091522)*



Dr. D. Ángel Antonio Carbonell Barrachina, Catedrático de Universidad y Coordinador del Programa de Doctorado en Recursos y Tecnologías Agrarias, Agroambientales y Alimentarias (ReTos-AAA) de la Universidad Miguel Hernández de Elche (UMH),

CERTIFICA:

Que la Tesis Doctoral titulada '**Compostaje de residuos procedentes de la industria florícola en Ecuador. Empleo agrícola y para la biorremediación ambiental de los compost obtenidos**' de la que es autor **D. Julio César Idrovo Novillo**, Máster en Ciencia y Tecnología Química, ha sido realizada bajo la dirección de la **Dra. Concepción Paredes Gil**, profesora de la Universidad Miguel Hernández de Elche, y de la **Dra. Irene Gavilanes Terán**, profesora de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (Ecuador), actuando como tutor el **Dr. Raúl Moral Herrero** (UMH). Considero que la tesis es conforme en cuanto a forma y contenido a los requerimientos del Programa de Doctorado ReTos-AAA y por tanto, es apta para su exposición y defensa pública.

Y para que conste a los efectos oportunos firmo el presente certificado en Orihuela a 11 de mayo de 2020.

ANGEL ANTONIO
CARBONELL
BARRACHINA

Firmado digitalmente por
ANGEL ANTONIO
CARBONELL|BARRACHINA
Fecha: 2020.06.03 15:54:02
+02'00'

Dr. D. Ángel A. Carbonell Barrachina

Coordinador Programa Doctorado ReTos-AAA

Esta memoria ha sido presentada por **D. Julio César Idrovo Novillo**, Máster en Ciencia y Tecnología Química, para obtener el título de Doctor.



Fdo. Julio César Idrovo Novillo

Esta Tesis Doctoral ha sido dirigida por la **Dra. Concepción Paredes Gil**, profesora Catedrática de la Universidad Miguel Hernández de Elche, y codirigida por la **Dra. Irene Gavilanes Terán**, profesora Titular de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (Ecuador).


CONCEPCION
|PAREDES|GIL

Firmado digitalmente por
CONCEPCION|PAREDES|GIL
Fecha: 2020.06.02 20:31:16
+02'00'

Directora

Dra. Concepción Paredes Gil

Profesora Catedrática de Universidad de
Edafología y Química Agrícola de la Universidad
Miguel Hernández de Elche



Co-directora

Dra. Irene Gavilanes Terán

Profesora Titular de Universidad de
Tratamiento de Residuos Sólidos de la Escuela
Superior Politécnica de Chimborazo

“Sentir gratitud y no expresarla, es como envolver un regalo y no darlo”

William Arthur Ward

Siempre será necesario reconocer que alcanzar las metas requiere de muchos actores, a quienes quiero expresar mi sentido y sincero agradecimiento:

A Dios por concederme la vida y guiarme por el sendero del bien.

A mi directora de tesis, Dra. Concepción Paredes Gil, por su calidad profesional y soporte científico.

A la Empresa White River Roses por las facilidades brindadas para desarrollar los experimentos de campo tendientes a gestionar adecuadamente los residuos producidos.

A Irene el amor de mi vida, mi compañera, mi amiga y mi esposa, por su apoyo científico, paciencia, confianza y amor incondicional.

a mi madre, quien seguramente hubiera estado muy feliz y orgullosa por este logro.

a mi amada esposa **IRENE** y mis adorados hijos July, Alessandro y Gabriel, por animarme siempre y ser la constante fuente de inspiración.

a mi hermana por su cariño de siempre y su aliento para seguir adelante.

Tabla de contenido

RESUMEN	i
SUMMARY	iii
1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 LA INDUSTRIA FLORÍCOLA DE ECUADOR	3
1.1.1 Situación de la industria florícola en Ecuador	3
1.1.2 Requerimientos para el cultivo de rosas.....	4
1.1.3 Características, gestión y aprovechamiento de los residuos de rosas	5
1.2 RESIDUOS GANADEROS	5
1.2.1 Situación del sector ganadero en Ecuador.....	5
1.2.2 Características, gestión y aprovechamiento de los residuos ganaderos	8
1.3 COMPOSTAJE.....	10
1.3.1 Definición y etapas del proceso	10
1.3.2 Factores de control del proceso de compostaje	11
1.3.3 Sistemas de compostaje	13
1.3.4 Parámetros determinantes de la calidad del compost	14
1.3.5 Compostaje de residuos florícolas	16
1.3.6 Requerimientos para el empleo agrícola de los compost	17
1.4 INDUSTRIA PETROLERA ECUATORIANA	18
1.4.1 Actividad petrolera ecuatoriana	18
1.4.2 Problemas ambientales generados.....	20
1.4.3 Normativa hidrocarbúrfera.....	22
1.4.4 Técnicas de prevención de la contaminación ambiental	26
1.4.5 Técnicas para la remediación de suelos contaminados con petróleo	27
1.4.6 Empleo de compost e inóculos para la recuperación de suelos contaminados con hidrocarburos petrolíferos	31
2 OBJETIVOS	35
3 PUBLICACIONES	39
4 RESUMEN DE MATERIAL Y MÉTODOS	95
5 RESUMEN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN	101
6 CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DEL FUTURO	111
6.1 CONCLUSIONES	113
6.2 PERSPECTIVAS DE FUTURO	115
7 BIBLIOGRAFÍA	117

RESUMEN

El desarrollo y crecimiento sostenido de la industria florícola en Ecuador desde la década de los 80's, permite diseñar y aplicar estrategias para gestionar adecuadamente los residuos orgánicos generados. La provincia de Chimborazo se encuentra ubicada en la sierra central ecuatoriana y su economía principalmente se basa en el sector agropecuario. Entre sus principales agroindustrias se encuentran aquellas dedicadas a la producción de plantas ornamentales, aves de corral y madera, por lo que la gestión adecuada de los residuos generados en estas actividades, mediante compostaje, reducirá los impactos ambientales negativos asociados. Por otro lado, la industria petrolífera en Ecuador tiene gran importancia económica, pero también es una de las industrias que genera más impactos ambientales en el país. De este modo, el objetivo principal de esta tesis ha sido la gestión sostenible de los residuos del sector florícola de la provincia de Chimborazo mediante su co-compostaje con los estiércoles de diferentes aves de corral y serrín, así como evaluar los compost obtenidos en la producción agrícola y en la biorremediación de suelos contaminados con petróleo.

En la primera etapa se realizó la caracterización físico-química y química de cinco muestras de residuos de las industrias florícola, avícola y maderera, para su posterior compostaje. En estas muestras se determinaron humedad, pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO), carbono orgánico total (C_{org}), nitrógeno total (N_t), relación C/N y macronutrientes. Los residuos florícolas tuvieron pH bajo, alto contenido de OM e importantes concentraciones de nutrientes de las plantas; mientras que los estiércoles de aves tuvieron un pH ligeramente alcalino, elevada humedad y altas cantidades de nutrientes. Se elaboraron tres pilas con residuos de flores, serrín y diferentes estiércoles de aves (estiércol de pollos de engorde, estiércol de gallinas ponedoras y estiércol de codorniz), que se compostaron a través del sistema de pila móvil con aireación por volteos. Se determinaron los parámetros asociados con la degradación y humificación de la materia orgánica durante el proceso de compostaje y con el valor agronómico y económico de los compost obtenidos. Todas las pilas tuvieron temperaturas mayores a 55°C durante más de dos semanas, asegurando la máxima reducción de patógenos y la higienización de los compost. La degradación de la MO fue mayor y más rápida en la pila con estiércol de codorniz. Esta pila también tuvo el contenido más bajo de polifenoles hidrosoluble. El análisis estadístico de componentes principales indicó que el uso de estiércol de pollos de engorde aumentó la humificación de la MO durante el compostaje y este material también influyó en la mayor mineralización de la MO. En general, los compost obtenidos presentaron un nivel adecuado de estabilidad y madurez y una ausencia de fitotoxicidad, así como, concentraciones notables de MO y nutrientes, especialmente de nitrógeno. Además, todos los compost presentaron un valor económico cuando se evaluaron sus contenidos de nutrientes. El fósforo fue la unidad de fertilización con la mayor contribución al valor total de los compost. Sin embargo, el uso de estiércol de pollos de engorde produjo un compost con propiedades más adecuadas para su empleo como enmienda orgánica para el cultivo de rosas.

En la segunda etapa se realizaron ensayos para evaluar el empleo de los compost anteriores como sustratos para el cultivo de rosas en invernadero. Las condiciones del suelo y el rendimiento y la calidad de la *Rosa* sp. var. Freedom se determinaron después de la incorporación de los compost en el suelo con y sin fertirrigación; los efectos de estos tratamientos fueron comparados con los residuos de flores triturados y no estabilizados+ fertirrigación (FWF), empleando este último tratamiento como control.

El uso de compost, solo o combinado con fertirrigación, aumentó los contenidos de P y K disponibles del suelo con respecto al FWF. Sin embargo, solo los tratamientos de fertirrigación con compost mejoraron, en general, la fertilidad del suelo con respecto a la MO, el nitrógeno y las concentraciones de micronutrientes disponibles, en comparación con FWF. Cuando se agregaron los compost sin fertirrigación, el riego con agua alcalina aumentó el pH del suelo y, en consecuencia, redujo la disponibilidad de micronutrientes. En general, el uso combinado de compost y fertirrigación aumentó el rendimiento y la calidad de la rosa de corte en relación con la aplicación de compost sin fertirrigación y FWF. El análisis de componentes principales indicó que los contenidos de MO, Cu, Mn y Zn disponibles y el contenido total de N y el pH fueron los parámetros principales del suelo que determinaron el rendimiento y la calidad de las rosas. Este análisis clasificó los tratamientos en tres grupos: compost + fertirrigación; compost sin fertirrigación; y FWF. Los tratamientos de compost + fertirrigación dieron el mayor ingreso neto (el valor medio para estos tratamientos fue de 80388,92 dólares EE.UU./ha). Por lo tanto, los tratamientos de fertirrigación con compost fueron altamente beneficiosos con respecto al aumento de la fertilidad del suelo y el rendimiento, la calidad y la rentabilidad de las rosas.

En la tercera etapa se probaron las metodologías de bioestimulación y bioaumentación mediante la adición de enmiendas orgánicas (residuos de flores no estabilizados y compost), de un consorcio de microorganismos o de sus combinaciones, y se evaluó su efecto sobre la degradación de hidrocarburos en un suelo contaminado con petróleo. Se determinaron los contenidos de hidrocarburos totales (TPH) y de nutrientes, así como las actividades enzimáticas del suelo durante un periodo de incubación de 105 días en condiciones aerobias a 25 °C. En todos los suelos se produjo una reducción del contenido de TPH con el tiempo de incubación, siendo esta degradación mayor en los suelos con compost. En todos los tratamientos disminuyeron las concentraciones de C_{org} y de N_{total} , mientras que el P tuvo incrementos durante los primeros 28 días de incubación para finalmente volver a disminuir. El análisis multivariado mostró que la reducción de TPH estuvo asociada con los contenidos de N total y C orgánico del suelo y con las actividades ureasa y deshidrogenasa. La bioaumentación no dio buenos resultados de descontaminación porque la microbiota nativa obstaculizó la actividad de los microorganismos del inóculo.

SUMMARY

The development and sustained growth of the floricultural industry in Ecuador since the 80's, allows to design and implement strategies to properly manage the organic waste generated. The province of Chimborazo is located in the central Ecuadorian Andes and its economy is mainly based on the agricultural sector. Among its main agro-industries are those dedicated to the production of ornamental plants, poultry and wood, so the proper management of the waste generated in these activities, through composting, will reduce the associated negative environmental impacts. The oil industry in Ecuador has great economic importance, but it is also one of the industries that generates the most environmental impacts in the country. Therefore, the main objective of this thesis has been the sustainable management of waste from the floricultural sector of the province of Chimborazo through composting, as well as evaluating the compost obtained in agricultural production and in bioremediation of soils contaminated with oil.

In the first stage the physical-chemical and chemical characterisation of five samples of residues of the floricultural, poultry and wood industries was carried out, for later composting. In these samples, moisture, pH, electrical conductivity (EC), organic matter (OM), total organic carbon (Corg), total nitrogen (Nt), C/N ratio and macronutrients were determined. Floricultural residues had low pH, high OM content and important concentrations of plant nutrients; while poultry manures had an alkaline pH and high contents of moisture and nutrients. Three piles were made with flower residues, sawdust and different poultry manure (broiler chicken manure, hen manure and quail manure), which were composted by turned windrow composting system. The parameters associated with the degradation and humification of OM during the composting process and with the agronomic and economic value of the compost obtained were determined. All piles had temperatures above 55 °C for more than two weeks, ensuring maximum pathogen reduction and sanitization of compost. The degradation of the OM was greater and faster in the pile with quail manure. This pile also had the lowest content of water soluble polyphenols. Statistical analysis by principal components indicated that the use of broiler manure increased the humidification of OM during composting and this material also influenced the higher OM mineralization. In general, the composts obtained presented an adequate level of stability and maturity and an absence of phytotoxicity, as well as, notable concentrations of OM and nutrients, especially nitrogen. In addition, all the compost presented an economic value when their nutrient contents were evaluated. Phosphorus was the fertilization unit with the largest contribution to the total value of compost. However, the use of broiler manure produced a compost with properties more suitable for use as an organic amendment for rose cultivation.

In the second stage, an experiment was carried out to evaluate the use of previous composts as substrates for rose cultivation in greenhouse. Soil conditions and yield and quality of *Rosa* sp. var. Freedom was determined after the incorporation of compost in the soil with and without fertigation; the effects of these treatments were compared with the chopped of non-stabilized flower + fertigation waste (FWF), using the latter treatment as a control. The use of compost, alone or combined with fertigation, increased the available P and K contents of the soil with respect to the FWF. However, only treatments with compost + fertigation, generally, improved soil fertility with respect to OM, nitrogen, and available micronutrient concentrations compared to FWF. When compost was added without fertigation, alkaline irrigation increased the pH of the soil and consequently reduced the availability of micronutrients. In general, the combined use of compost and fertigation increased the yield and quality of the cut rose relative to the application of compost without fertigation and FWF. Principal

component analysis indicated that the OM and available Cu, Mn and Zn contents and the total N content and pH were the main soil parameters that determined the yield and quality of the roses. This analysis classified the treatments into three groups: compost + fertigation; compost without fertigation; and FWF. Compost + fertigation treatments gave the highest net income (mean value for these treatments was 80,388.92 US dollars/ha). Therefore, compost + fertigation treatments were highly beneficial with respect to increased soil fertility and rose yield, quality and profitability.

In the third stage, the biostimulation and bioaugmentation methodologies were tested by adding organic amendments (residues of non-stabilised flowers and compost), a consortium of microorganisms or their combinations, and the effect on the degradation of hydrocarbons in contaminated soil by oil was evaluated. The total hydrocarbons (TPH) and nutrients contents were determined, as well as the soil enzymatic activities during an incubation period of 105 days under aerobic conditions at 25 °C. In all soils, the TPH contents reduced with the incubation time, this degradation was greater in soils with compost. In all treatments, the concentrations of C_{org} and N_{total} decreased, while the contents of P increased during the first 28 days of incubation and then this parameter decreased. The multivariate analysis showed that TPH reduction was associated with the N_{total} and C_{org} contents of the soil and with urease and deshidrogenasa activities. The bioaugmentation did not give notable decontamination results because the native microbiota hindered the activity of the inoculum microorganisms.

1. INTRODUCCIÓN



1. INTRODUCCIÓN

1.1 LA INDUSTRIA FLORÍCOLA DE ECUADOR

1.1.1 Situación de la industria florícola en Ecuador

La variedad de suelos unida a los diversos climas y relieves, convierten al Ecuador en uno de los países más biodiversos del mundo. Su riqueza florística es una muestra de esta diversidad, reportando 2.433 especies nuevas en el período 2001-2014, que incluyen 1.663 completamente nuevas para la ciencia (Ministerio del Ambiente de Ecuador, 2014). De este modo, la floricultura es muy importante para la agroindustria ecuatoriana, y sus exportaciones en 2017 constituyeron el 0,86% del PIB (Banco Central del Ecuador, 2018; Ministerio de Comercio Exterior e Inversiones, 2019). Su producción en el período 2010-2017 aumentó en más de cincuenta mil toneladas, equivalente a un incremento de 274 millones de dólares (Banco Central del Ecuador, 2018). Las provincias de Pichincha y Cotopaxi poseen la mayor superficie cultivada para la producción de flores (Corporación Financiera Nacional, 2017). En la Tabla 1 se muestra la evolución de la superficie destinada a la floricultura y de su producción desde el 2013 al 2018. En general, las áreas sembrada y cosechada de flores y su producción, se incrementaron en el periodo mostrado, excepto en los años 2014 y 2018 donde se produjo una reducción de la superficie plantada, y por lo tanto, una disminución de la producción (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2013-2018).

Tabla 1. Superficie destinada a la floricultura y de su productividad

Año	Rosas			Total Flores		
	Superficie plantada (ha)	Superficie cosechada (ha)	Tallos cortados	Superficie plantada (ha)	Superficie cosechada (ha)	Tallos cortados
2013	5.473	5.359	2.366.829.778	9.327	9.202	5.725.427.518
2014	4.648	4.467	2.563.044.913	6.729	6.525	4.800.141.410
2015	5.396	5.197	3.903.901.563	7.724	7.445	5.919.369.709
2016	5.497	5.126	3.804.852.741	8.454	8.006	5.594.579.857
2017	5.650	5.288	3.484.148.429	9.986	9.612	6.859.236.723
2018	4.966	4.489	3.119.385.170	7.508	6.960	5.056.148.291

Fuente: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (2013-2018)

La superficie plantada de flores en 2018 sobrepasó las 7500 hectáreas con una producción de 5,1 miles de millones de tallos cortados (Tabla 1). La rosa es la especie que lidera la producción y ventas, y Ecuador posee sobre las 300 variedades de rosas rojas y de color, 60 de las cuales se destinan para la exportación. Las rosas ecuatorianas son muy apetecidas en los mercados internacionales, pues se consideran las mejores del mundo por su extraordinaria calidad y belleza: tallo extenso y grueso, grandes botones y colores intensos. La producción de rosas en este año representó el 61,7% seguida por gypsophila, hypericum y clavel (Figura 1). La producción de rosas alcanzó 3,8 miles de millones de tallos cortados en 2016 y ha sufrido una disminución sostenida hasta 3,1 miles de millones de tallos cortados en 2018 (Tabla 1). En este último año la superficie sembrada de rosas fue de 4.966 hectáreas (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2013-2018) y Ecuador alcanzó el 19% de las exportaciones mundiales de rosas, siendo sus principales mercados Estados Unidos (40%), Rusia (20%), Países Bajos

(8%), Italia (4%), España (3%), Canadá (3%), Kazajistán (3%), Chile (2%) y Ucrania (2%) (Expoflores, 2018).

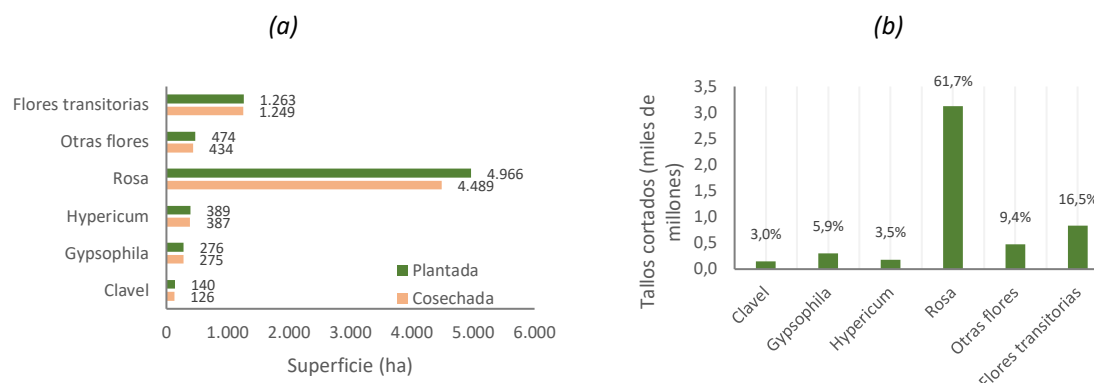


Figura 1. (a) Superficie y (b) producción por especies de flores en 2018

Fuente: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (2013-2018)

1.1.2 Requerimientos para el cultivo de rosas

En Ecuador la producción de rosas se realiza principalmente bajo invernadero. El cultivo en invernadero permite obtener rosas de calidad, en sitios y temporadas en los que de otro modo sería imposible (INFOAGRO, 2017). Los invernaderos deben ser amplios y elevados de modo que permitan una adecuada ventilación, recubiertos con materiales altamente traslúcidos que garanticen al menos 6 horas diarias de luz, temperaturas promedio de 24°C y elevada humedad relativa (60-80%) (Calvache Ulloa, 2017). El cultivo de la rosa también requiere un alto contenido de materia orgánica en el suelo, así como una buena aireación y drenaje del suelo, ya que las raíces son muy exigentes con respecto a la disponibilidad de oxígeno; por lo tanto, se debe evitar el encharcamiento del suelo. El valor óptimo del pH del suelo para este cultivo es alrededor de 6,5 y la salinidad del suelo debe ser inferior a 1dS/m (Ferrer & Salvador, 1986). La fertilización se logra mediante irrigación, aplicando nitrógeno como nitrato de amonio o sulfato de amonio, potasio como nitrato de potasio, fósforo como ácido fosfórico o fosfato monopotásico y magnesio como sulfato de magnesio. La falta de cualquier elemento esencial puede disminuir el crecimiento de la planta y reducir la cantidad y calidad de la flor (INFOAGRO, 2017).

Las principales enmiendas orgánicas empleadas para el cultivo de rosas son la cascarilla de arroz, la fibra de coco, la cascarilla de café, el serrín y la turba. Además, en los últimos años, algunas empresas han comenzado a aplicar los residuos de rosas al suelo, después de un proceso de biodegradación incontrolada. Para el proceso de germinación se utiliza comúnmente un sustrato orgánico que ayuda a la germinación de la semilla, sustrato que es vendido en el mercado agrícola bajo la denominación genérica de turba. En Ecuador no se produce turba y por tanto es costosa, además su producción conlleva al deterioro ambiental de zonas que constituyen depósitos de carbono (Abad et al., 2001). En 2018, Ecuador importó turba por un valor de 1.614.916 USD (Nosis Trade, 2018). Los países que más importaron turba fueron: Canadá (57%); Lituania (23,6%), Letonia (7,9%) y Finlandia (6,5%) (Organización Mundial de Comercio, 2013).

1.1.3 Características, gestión y aprovechamiento de los residuos de rosas

Las actividades inherentes a la producción de rosas (siembra, poda, cosecha y post cosecha) generan mensualmente 40 kg/ ha de residuos como tallos, hojas y flores marchitas, que representan 6,02% de los residuos anuales de este sector (Barriga, 2006). Los residuos son ácidos y tienen elevado contenido de materia orgánica y considerables concentraciones de nutrientes (Gavilanes-Terán et al., 2015).

En Ecuador, la gestión de estos residuos está a cargo de la empresa que cultiva las flores. Sin embargo, las regulaciones suelen ser ignoradas y la gestión de los residuos no es adecuada, ya que generalmente son aplicados a los suelos tras un proceso de biodegradación no controlado o acumulados en los espacios abiertos de las empresas, generando graves problemas ambientales, tales como como la emisión de olores desagradables, la lixiviación de compuestos potencialmente tóxicos, las emisiones de gases de efecto invernadero, la fitotoxicidad y la diseminación de (Onursal y Ekinci, 2015) . Esta situación se agrava debido a que en los países en desarrollo los recursos tecnológicos y financieros disponibles para la gestión de residuos son limitados (Dedinec et al., 2015). Entonces, es necesario desarrollar tecnologías amigables con el ambiente y de fácil implementación que permitan reciclar y retornar los residuos al proceso de producción, por lo que el tratamiento por compostaje sería muy apropiado.

Sin embargo, los desechos vegetales no pueden ser compostados solos, debido a sus altos contenidos de humedad, bajas relaciones C/N y altos contenidos de lignina, que dificultan la biodegradación microbiana de estos residuos durante el proceso de compostaje (Fernández-Gómez et al., 2013), por lo cual es necesario incluir una fuente de microorganismos, de carbono y de nitrógeno fácilmente disponibles, como es el estiércol.

1.2 RESIDUOS GANADEROS

1.2.1 Situación del sector ganadero en Ecuador

La producción ganadera en Ecuador ha sufrido una importante reducción desde el año 2013 al 2018, siendo la cabaña de ovinos, asnos y caprinos las que han sufrido una reducción mayor (52%, 56% y 79%, respectivamente) (Tabla 2). Sin embargo, la producción porcina tuvo un aumento de su producción del 5% en el periodo señalado anteriormente. En el año 2018, la cantidad de cabezas de ganado de diversas especies fueron las siguientes: 4,06 millones de vacuno; 1,28 millones de porcino; 355.897 de ovino; 47.035 de asnos; 192.833 de caballos; 73.681 de mulas y 21.745 de caprino. En ese año, la producción de cabezas ganaderas de la provincia de Chimborazo fue de 221.857 de vacuno; 66.331 de porcino; 79.251 de ovino; 7.021 de asnos; 7.788 de caballos; 817 de mulas y 268 de caprino (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2013-2018).

Tabla 2. Producción ganadera en Ecuador

Año	Vacuno	Porcino	Ovino	Asnos	Caballos	Mulas	Caprino
2013	5.134.122	1.218.538	739.475	107.674	307.911	118.462	104.027
2014	4.579.374	1.910.319	619.366	84.785	283.714	98.259	20.793
2015	4.115.213	1.637.662	506.696	59.070	223.352	88.123	27.102
2016	4.127.311	1.141.244	478.486	49.960	219.134	79.287	36.379
2017	4.190.611	1.115.473	390.120	49.727	209.990	80.111	39.583
2018	4.056.796	1.283.338	355.897	47.035	192.833	73.681	21.745

Fuente: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (2013-2018)

Respecto a la ganadería vacuna, esta ganadería fue la mayor de todas las especies en el año 2018, con 4,06 millones de cabezas, como se ha indicado anteriormente. Manabí y Azuay fueron las provincias con mayor producción de ganado vacuno con 921.823 y 323.461 cabezas, respectivamente. La producción de la provincia de Chimborazo en 2018 representó el 5,5% de la producción nacional de ganado vacuno, compuesta principalmente por ganado criollo criado por pequeños productores en fincas familiares (Figura 2) (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2013-2018).

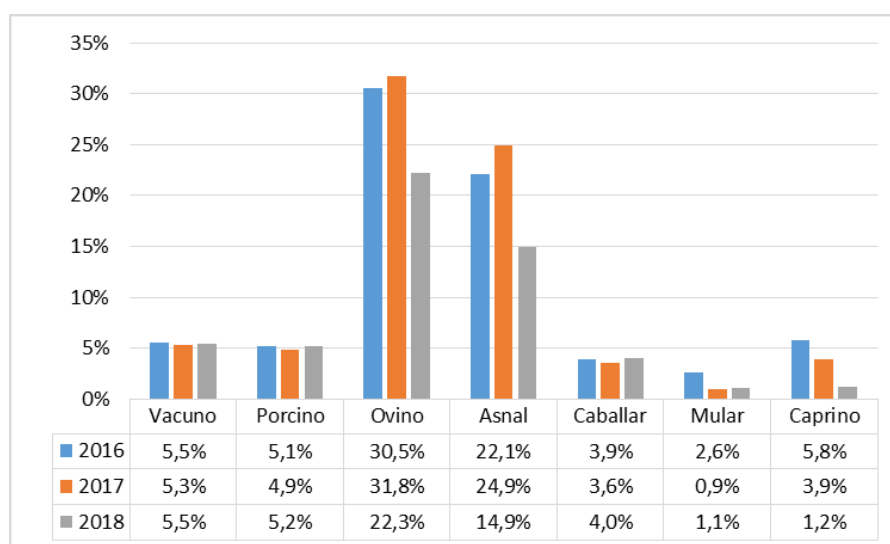


Figura 2. Participación de la provincia de Chimborazo en la producción ganadera

Fuente: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (2013-2018)

Por otra parte, en el año 2018 la producción porcina tecnificada/semitecnificada y de traspatio/familiar representó el 21% de la producción ganadera nacional (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2013-2018). El consumo *per cápita* de carne de cerdo está alrededor de 10 kg/persona/año (Asociación de Porcicultores del Ecuador, 2016). El sector porcino ha crecido en 12,45% en el período 2016-2018 gracias a la implementación de técnicas genéticas (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2013-2018).

Respecto de la industria avícola, en el periodo del 2013 al 2018, se ha visto también una reducción de la cría de pollos y gallinas tanto en el campo como en planteles avícolas (Figura 3). Esta reducción ha sido mayor en las aves criadas en el campo (en torno al 35 %) que en las aves de criaderos en planteles

avícolas (alrededor de 11% de reducción) En el año 2018 se criaron 27,28 millones de pollos y 9,76 millones de gallinas en planteles avícolas, mientras que en el campo se criaron 3,06 millones de pollos y 3,20 millones de gallinas (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2013-2018).

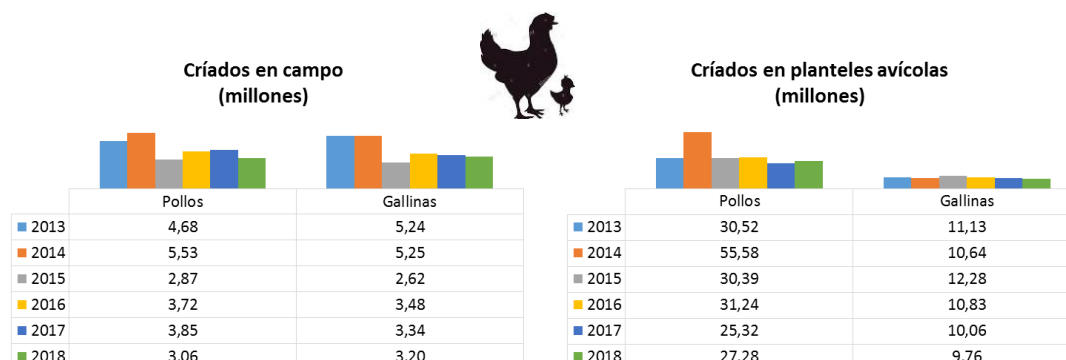


Figura 3. Producción avícola

Fuente: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (2013-2018)

La producción semanal de huevos sufrió una reducción en el caso de las aves criadas en el campo, mientras que las aves de planteles avícolas produjeron más huevos/semana en el periodo del 2013 al 2018 (Tabla 3). En el año 2018, se registró una producción semanal de huevos de aproximadamente 44 millones de huevos, correspondiendo el 91% a la producción en planteles avícolas (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2013-2018).

Tabla 3. Producción semanal de huevos

Año	Huevos de campo	Huevos de planteles avícolas
2013	7.983.403	34.484.651
2014	8.624.122	46.302.489
2015	3.529.180	60.803.761
2016	5.437.342	53.719.251
2017	4.887.187	43.074.364
2018	4.149.067	40.262.682

Fuente: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (2013-2018)

También, indicar que la crianza de la codorniz se inició hace unos 30 años y en el periodo del 2013 al 2018 tuvo su producción más alta en 2014 con 484.461 aves (Figura 4). Desde entonces, la producción de esta ave ha disminuido significativamente. En el año 2018 se contabilizaron 61.227 codornices, siendo la provincia de Santo Domingo de los Tsáchilas donde se encuentran la mayoría de empresas dedicadas a la crianza y reproducción de codornices, con una producción de este tipo de aves de 40.500 codornices en este año (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2013-2018). La actividad económica esencial es la producción y comercialización de los huevos de codorniz, que tienen un valor nutricional tres veces mayor que los huevos de gallina (Alimentos, 2019).

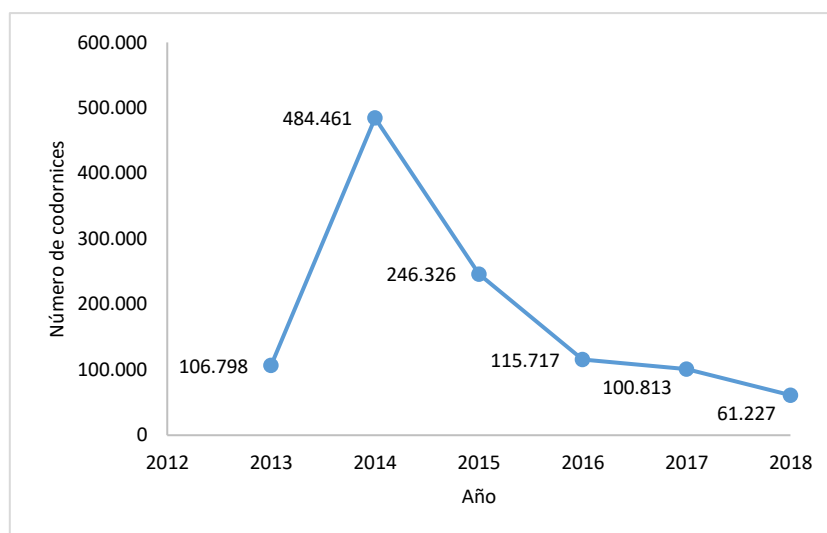


Figura 4. Producción de codorniz en Ecuador

Fuente: Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC)

1.2.2 Características, gestión y aprovechamiento de los residuos ganaderos

El desarrollo tecnológico de las industrias agropecuarias ha permitido incrementar la productividad y mejorar la calidad de los productos. En países como Ecuador, debido al alto costo de los fertilizantes minerales, los pequeños agricultores suelen emplear los estiércoles ganaderos directamente como fertilizante logrando así mayores beneficios económicos.

Las deyecciones avícolas varían entre 0,2 y 1,1 litros por semana (European Communities, 2001), aproximadamente 58 kg por año (ECOREGA, 2011), siendo menores las deyecciones avícolas, seguidas de las del ganado porcino y finalmente las del ganado bovino (Tabla 4).

Tabla 4. Deyecciones por especie animal

Especie animal	Categoría	Cantidad (l sem ⁻¹)
Vacuno	Menores de 1 año	80
	Entre 1 y 2 años	140
	Novillos	250
	Vacas lecheras	315
	Otras vacas	280
Porcino	Menos de 20 kg	15
	Cerdos de engorde (> 20 kg)	30
	Cerdos reproductores	60
	Cerdas	100
Avícola	Pollos Broiler	0,2
	Gallinas ponedoras	1,1

Fuente: European Communities (2001)

Los residuos orgánicos ganaderos son los desechos animales y vegetales producidos durante la explotación ganadera (ECOREGA, 2011). Entre éstos se tiene purines, estiércol y restos vegetales. Los purines son el resultado de la mezcla entre la orina y otros desechos que se canalizan dentro de las

granjas. La composición química de los residuos ganaderos depende de la especie animal. En la tabla 5 se puede observar que los estiércoles contienen grandes cantidades de compuestos con valor agrícola tales como, materia orgánica y macronutrientes, y también oligoelementos y metales pesados (European Communities, 2001).

Tabla 5. Composición de las deyecciones ganaderas

Elementos	Estiércol vacuno	Purín vacuno	Estiércol porcino	Purín porcino	Gallinaza
Sólidos secos (%)	20 - 50	1 - 18	25	1 - 18	30 - 60
Valor agrícola (kg ton ⁻¹) (materia fresca)					
Materia orgánica	130 - 150	10 - 107	160	34 - 70	
NTK	4 - 9	2 - 18	5 - 7	2 - 16	14 - 29
N-NH ₄ ⁺	1,5 - 3,2	0,6 - 2,2	0,7 - 2,5	2,1 - 3,6	5,3 - 6,1
P ₂ O ₅	1 - 8	1 - 12	1 - 7,6	1 - 12	12,4 - 25
K ₂ O	3 - 12	2 - 15	4	2 - 9	8 - 21
CaO	1,8 - 4,2	0,3 - 4,5	6,0	1,4 - 6,7	14,5 - 40,5
MgO	0,5 - 1,5	0,3 - 1,5	2,5	0,5 - 1,8	1,2 - 4,2
Na ₂ O	1,3	0,8		0,8 - 0,9	9,2
Oligoelementos (mg kg ⁻¹) (materia seca)					
Fe		4000			1500
Mn		400			600
Co	0,7	1,9			0,5
Metales pesados (mg kg ⁻¹) (materia seca)					
Cd	0,1 - 0,4	0,2 - 0,6	0,7	0,2 - 0,5	0,4 - 0,8
Cr	0,4 - 2,6	2,6 - 15,0	1,9	2,4 - 18,0	4,1 - 24,0
Cu	15 - 75	31 - 70	346	180 - 574	59 - 100
Hg		0,17		0,05	
Ni	1 - 14	3 - 14	5	3 - 17	5 - 17
Pb	1,4 - 4,3	4,3 - 5,8	2,8	<1,0 - 12,0	2,2 - 4,0
Zn	63 - 175	132 - 750	387	403 - 919	403 - 556
Se		0,2		0,6	0,6

NTK: nitrógeno total kjeldahl; Fuente: European Communities (2001)

En promedio, los estiércoles vacuno y porcino contienen 30% de materia seca (Tabla 5). En la gallinaza el contenido de materia seca es mucho mayor debido a la fracción vegetal que se emplea como cama. La cantidad de materia orgánica en los purines es de alrededor del 6% s.m.f., siendo menor que la presente en los estiércoles. El nitrógeno es el elemento más abundante en estiércoles, purines y gallinaza, prevaleciendo siempre el nitrógeno orgánico sobre el amoniacal. El purín vacuno y la gallinaza presentan contenidos notables de oligoelementos.

Por otra parte, el Ministerio del Ambiente es el organismo encargado de dictar las políticas y regulaciones en materia ambiental. En el Título V Capítulo II del Código Orgánico del Ambiente (COA) publicado en el Registro Oficial Suplemento 983 del 12 de abril de 2017 y en el Título VII Capítulo III del Reglamento al COA expedido el 21 de mayo de 2019, se establecen las políticas, alcances y disposiciones sobre la “gestión integral de residuos y desechos sólidos no peligrosos” del estado ecuatoriano. Los anexos técnicos se encuentran en el Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente (TULSMA) cuya última modificación data del 29 de marzo de 2017, organizados en

libros, títulos, capítulos y anexos. El anexo VI del libro VI se refiere a la *Norma para el Manejo y Disposición Final de los Desechos Sólidos no Peligrosos*.

A pesar de la legislación ambiental, hay poca gestión de los residuos atribuible a la falta de control por parte de las autoridades. Para tratar de aprovechar los residuos de la industria ganadera, es necesario conocer su composición y la cantidad generada. Sin embargo, en Ecuador no se disponen de datos sobre la cantidad de residuos ganaderos generados, lo cual dificulta su gestión.

Se han encontrado diferentes estudios para el tratamiento de los residuos ganaderos mediante digestión anaerobia. Neshat et al. (2017) estudiaron el impacto de diferentes parámetros sobre el rendimiento y la estabilidad del proceso de digestión anaeróbica de una mezcla de estiércol animal con residuos lignocelulósicos para potenciar la producción de biogás. También, Liu et al. (2015) evaluaron la producción optimizada de biogás a través de la co-digestión anaeróbica de estiércol animal y paja de trigo mediante la adición de magnetita y zeolita. Además, se han realizado diferentes experiencias de compostaje de residuos ganaderos para el tratamiento de estos residuos, en las que se encontró que los parámetros físico-químicos y bioquímicos permiten diferenciar, según el grado de estabilidad, los compost obtenidos empleando desechos animales ricos en N y residuos lignocelulósicos (Cayuela et al., 2009). Por otra parte, se investigó la evolución de las principales propiedades físico-químicas en el co-compostaje de serrín de pino con diferentes proporciones de estiércol porcino fresco, encontrándose que la descomposición de N y P se produjo en la fase mesófila y que la proporción de estiércol porcino al 30% fue la más adecuada para el compostaje de estos sustratos orgánicos (Zhang y He, 2006). También, Gavilanes-Terán et al. (2016) compostaron residuos hortícolas con estiércoles de gallina ponedora en Ecuador, obteniéndose compost con una buena calidad agrícola para su uso en el ciclo productivo agropecuario.

1.3 COMPOSTAJE

1.3.1 Definición y etapas del proceso

El compostaje consiste en la descomposición aerobia de la materia orgánica mediante el empleo de microorganismos bajo condiciones controladas (Pace y Farrell-Poe, 1995), dando como resultado un producto estable humificado (Moreno Casco y Mormeneo Bernat, 2008) (Figura 5).

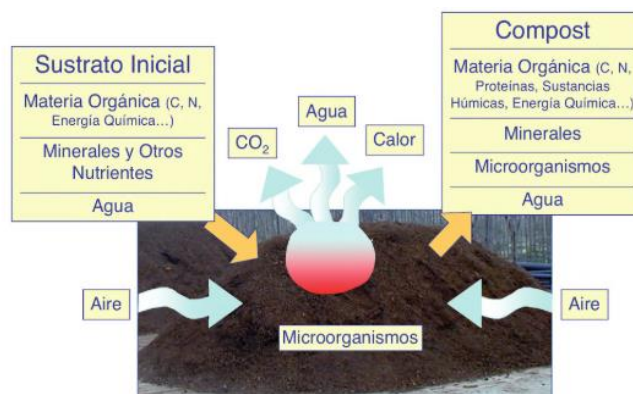


Figura 5. Esquema del proceso de compostaje

Fuente: Moreno Casco et al. (2011)

Considerando la intensidad de la actividad microbiana y la disponibilidad de sustratos, el proceso de compostaje consiste de dos fases: (1) fase de descomposición o bio-oxidativa en la cual hay un crecimiento de las poblaciones microbianas que descomponen la materia orgánica; y (2) fase de maduración con menor actividad de los microorganismos y escasez de nutrientes, en la cual se forman macromoléculas estables (Elías Castells, Flotats Ripoll, y Campos Pozuelo, 2000; Moreno Casco y Mormeneo Bernat, 2011).

La fase bio-oxidativa puede subdividirse en tres etapas: (1) mesófila, con temperaturas entre 10 y 39°C, en la cual los microorganismos mesófilos descomponen los compuestos fácilmente degradables; (2) termófila, con temperaturas entre 40 y 70°C, en la cual se consumen azúcares, lípidos y proteínas, y se destruyen los patógenos higienizando el proceso; y (3) de enfriamiento, en la cual inicia la descomposición de la celulosa y de la hemicelulosa (Castells et al., 2000). En la Figura 6 se muestra la reacción global que se produce durante el proceso de compostaje.

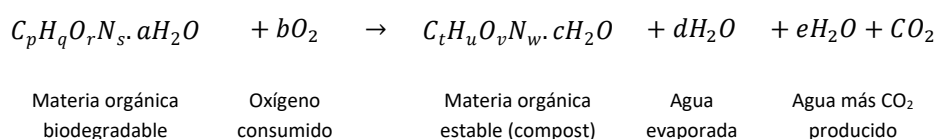


Figura 6. Esquema del proceso de compostaje

Fuente: Castells et al. (2000)

1.3.2 Factores de control del proceso de compostaje

La actividad biológica de diferentes microorganismos aerobios constituye la base para el proceso de compostaje: Entonces, es primordial controlar los parámetros que garanticen un adecuado desempeño de estos microorganismos y una apropiada degradación de la materia orgánica (Bueno Márquez et al., 2011). Los principales parámetros que condicionan el proceso de compostaje son de dos tipos:

- Parámetros de seguimiento, determinados a lo largo del proceso y ajustados dentro de los rangos adecuados para cada etapa. A este grupo corresponden: temperatura, humedad, pH, aireación y espacio de aire libre.
- Parámetros concernientes a la naturaleza del sustrato, determinados y ajustados al inicio de proceso. Aquí se consideran: tamaño de la partícula, relaciones C/N y C/P, y conductividad eléctrica.

Los valores óptimos están relacionados con las condiciones ambientales, con el tipo de residuo, y con la elección del sistema de compostaje. Algunas características de estos parámetros son descritas a continuación:

Temperatura: Esta variable condiciona el proceso de compostaje y permite evaluarlo. La actividad microbiana es influenciada en mayor medida por los cambios de temperatura que por las variaciones de la humedad, el pH o la relación C/N. La temperatura permite saber cuan eficiente y estable es el proceso, debido a que está directamente relacionada con la magnitud de degradación de la materia orgánica. El intervalo óptimo de temperatura es aquel en el cual la actividad de los microorganismos es mayor y más efectiva, correspondiendo el rango 15-40°C para los microorganismos mesófilos y el

rango 40-70°C para los termófilos. Los microorganismos al degradar la materia orgánica del residuo generan calor, el cual provoca el aumento de temperatura en la pila en función del tamaño, de las condiciones ambientales y de la aireación (Bueno Márquez et al., 2011).

Humedad: El agua transporta las sustancias solubles y los productos de desecho de las reacciones que se llevan a cabo en el proceso de compostaje. Es una variable crítica, ya que pequeños cambios de humedad generan grandes variaciones de temperatura (Schulze, 1962). El agua no debe ocupar totalmente los poros de la masa de compostaje, para permitir la circulación de oxígeno y otros gases producidos en la reacción. El rango apropiado de humedad se encuentra entre 40-60%: por debajo del 30% la actividad se ralentiza y por encima del 70% se impide la reposición del oxígeno consumido debido a su escasa difusión (Gavilanes Terán, 2016). Esta variable se relaciona directamente con la porosidad y el aire contenido, por lo que debe garantizarse una porosidad apropiada en los materiales iniciales (>20% v/v) y una adecuada proporción agua/aire que favorezca la actividad microbiana y el intercambio de gases (Bueno Márquez et al., 2011).

pH: El pH afecta directamente la evolución de los procesos microbianos. El pH inicial de la mezcla no es un obstáculo para el compostaje, sin embargo, condiciones de pH bajo disminuyen la velocidad de descomposición (Sundberg et al., 2013). El control del pH favorece la conservación del nitrógeno. La tasa de crecimiento de los microorganismos y su actividad degradadora de las proteínas tienen un pH óptimo en el rango 7-8, mientras que la descomposición de la glucosa se acelera en el rango de pH de 6 a 9 (Nakasaki et al., 1993).

Aireación: Los microorganismos que intervienen en el proceso del compostaje son aerobios, por lo que es indispensable garantizar la presencia de oxígeno a través de una adecuada aireación (Bueno Márquez et al., 2011; Moreno Casco y Mormeneo Bernat, 2011). Una baja concentración de oxígeno induce a que los microorganismos anaerobios replacen a los aerobios, retrasando la descomposición y generando malos olores por la producción de sulfuro de hidrógeno. En cambio, el exceso de ventilación podría reducir la actividad de los microorganismos debido al enfriamiento y desecación de la materia. Se considera apropiada una concentración de oxígeno entre 10-14% (Biddlestone y Gray, 1991).

Espacio de aire libre (FAS): Este parámetro considera la estructura física de los residuos, relacionando la humedad, la densidad aparente (D_a), la densidad real (D_r), y la porosidad. Un valor de FAS entre 30-50% acelera el proceso de compostaje, independientemente del tipo de residuo (Jeris y Regan, 1973).

El tamaño de la partícula: El tamaño inicial de las partículas de la materia a compostar, es un factor determinante para optimizar el proceso. Mientras mayor sea el área de contacto con los microorganismos, la reacción será más rápida y completa. Existen algunos rangos recomendados para el diámetro de las partículas: 1-5 cm (Haug, 1993), 2-5 cm (Kiehl, 1985) o 2,5-2,7 cm (Tchobanoglous et al., 1994).

Las relaciones C/N y C/P: El aprovechamiento de la mayor cantidad de C y N depende de la adecuada relación inicial C/N. Los valores más adecuados varían entre 25-35 (Jhorar et al., 1991), puesto que se ha observado que los microorganismos usan 30 partes de C por cada parte de N (Bueno Márquez et al., 2011). Si la relación C/N es superior a 40, la insuficiencia de N disponible para la síntesis proteica provoca el decrecimiento de la actividad microbiana y los microorganismos deben oxidar el exceso de C desacelerando el proceso. Al morir éstos, la relación C/N disminuye debido al reciclaje de nitrógeno de su biomasa (Bueno Márquez et al., 2011). El compostaje es más rápido cuando la relación C/N es

muy baja, desprendiendo el exceso de nitrógeno en forma amoniacal y autorregulando esta relación (Jhorar et al., 1991). Se considera que un compost está estabilizado cuando C/N es menor que 20.

Detrás del C y del N, el fósforo es el nutriente más importante y un correcto proceso de compostaje necesita de una cantidad mínima de éste. La proliferación bacteriana depende de una adecuada relación de macronutrientes, considerándose óptimas para el compostaje las relaciones C/P entre 75-150 y N/P entre 5-20 (Bueno Márquez et al., 2011).

La conductividad eléctrica (CE): La CE de un compost depende esencialmente de la concentración de sales del material inicial y en menor medida de la mineralización de MO durante el proceso (Sánchez-Monedero et al., 2001). El incremento de la concentración de nutrientes a causa de la mineralización de la materia orgánica provoca el aumento de la CE; en cambio, las lixiviaciones en la masa por excesiva humedad, provoca la disminución de la CE (Bueno Márquez et al., 2011).

1.3.3 Sistemas de compostaje

Las tecnologías de compostaje se pueden clasificar de la siguiente manera (Tabla 6):

Tabla 6. Clasificación de las tecnologías de compostaje según diferentes criterios

Fuente: (Chica y García, 2011)

CLASIFICACIÓN DE LAS TECNOLOGÍAS DE COMPOSTAJE	
Movilidad del material	Sistemas dinámicos Sistemas estáticos
Forma física	Pilas Trincheras Mesetas Zanjas
Aislamiento del exterior	Sistemas abiertos Sistemas semi-cerrados Sistemas cerrados

La clasificación más común depende del aislamiento exterior del material a compostar, siendo la variable determinante la provisión de oxígeno a través de diversas técnicas de aireación (Chica y García, 2011).

Sistemas abiertos: Son sencillos y de bajo coste, y se aplican preferentemente en comunidades rurales pequeñas que dispongan de amplias superficies de terreno. Se amontona el material en forma de pilas, mesetas o zanjas, y se manipula empleando sistemas mecánicos de volteo.

Sistemas semicerrados: El proceso de compostaje se lleva a cabo dentro de una gran superficie cubierta y cerrada, con un sistema de extracción de aire instalado en el techo. Los gases procedentes de la masa fermentativa se pasan a través de un biofiltro. Las trincheras son la forma más usual de este tipo de sistemas, en las cuales el material es colocado entre paredes longitudinales y volteado de diversas maneras.

Sistemas cerrados: En este tipo de sistemas, nunca hay contacto directo del material a compostar con el exterior, este contacto es solo a través de conductos y turbinas. Las variables se registran y controlan con la finalidad de optimizar el proceso. Generalmente son mecanismos herméticos, como procesos en túneles, en contenedores o en tambor.

En la tabla 7 se muestra de forma esquematizada los sistemas de compostaje que se emplean a escala comercial.

Tabla 7. Sistemas de compostaje utilizados a escala comercial

Fuente: (Chica y García, 2011)

SISTEMAS DE COMPOSTAJE		DESCRIPCIÓN
SISTEMAS ABIERTOS	<i>Hileras con volteo</i>	Consisten en largas y estrechas hileras, que se voltean periódicamente o se airean de forma pasiva.
	<i>Pilas estáticas aireadas pasivamente</i>	Son pilas que casi no se voltean y se airean de manera pasiva mediante el uso de cámaras de aire o tuberías perforadas.
	<i>Pilas estáticas aireadas</i>	Consisten en pilas conformadas en hileras, mesetas o contenedores abiertos a las que se aplica aireación forzada.
SISTEMAS SEMICERRADOS	<i>Sistemas combinados de aireación forzada y volteo</i>	Son trincheras o canales dispuestos dentro de una nave cubierta y cerrada, con aireación forzada y volteo regular.
SISTEMAS CERRADOS O EN REACTORES	<i>Lechos horizontales o agitados</i>	Los materiales se disponen en lechos largos y estrechos, donde se someten a volteo regular, aireación forzada y movimiento continuo (Túneles dinámicos)
	<i>Contenedor aireado</i>	Son contenedores de diversas configuraciones, que cuentan con aireación forzada y funcionamiento en discontinuo (Túneles estáticos).
	<i>Contenedores aireados-agitados</i>	Contenedores que incorporan sistemas de aireación forzada, agitación y movimiento continuo.
	<i>Reactores-torre o silos</i>	Son sistemas verticales, con aireación forzada y movimiento continuo de materiales.
	<i>Tambores rotatorios</i>	Consisten en tambores o cilindros horizontales, que mueven y voltean los materiales mediante rotación lenta continua o intermitente.

1.3.4 Parámetros determinantes de la calidad del compost

Valorar la madurez de los productos compostados es una tarea complicada. Por esto, controlar todas las etapas del proceso de compostaje permitirá tener una mejor percepción sobre el estado de maduración del producto y sobre la eficacia del proceso. En el proceso de compostaje se emplean una gran variedad de materiales, entonces debe considerarse que las características de los residuos utilizados afectan a los parámetros determinantes del grado de madurez (Gavilanes Terán, 2016).

Considerando la naturaleza del parámetro, los métodos de evaluación de la madurez se clasifican en:

A. Métodos físicos: Son indicadores sensoriales, que dan una primera aproximación sobre la maduración del compost. Entre ellos se tiene:

- **Olor:** Los ácidos butírico y acético, entre otros, son los responsables del típico olor de los residuos. Estos ácidos van desapareciendo durante el compostaje, por lo que la presencia de olor puede emplearse como un indicador de que aún no se alcanza la madurez (Iglesias Jiménez et al., 2011).
- **Temperatura:** La temperatura aumenta durante el proceso de compostaje debido a la actividad de los microorganismos. Cuando el compost madura la temperatura se estabiliza, pudiéndose emplear este parámetro como indicador de la evolución del proceso, que finalmente alcanza la temperatura ambiental. En la actualidad se emplea el test de autocalentamiento de Dewar (Brinton et al., 1995).
- **Color:** En el transcurso del compostaje hay un oscurecimiento gradual de los residuos (Paradelo et al., 2010), a causa de la formación de grupos cromóforos (Iglesias Jiménez et al., 2011), por lo que el seguimiento de este parámetro puede usarse como indicador del avance del proceso de

compostaje. Una forma simple de monitorear el oscurecimiento se basa en la determinación del índice de luminosidad, el cual está correlacionado con la relación C/N (Sugahara et al., 1979).

B Métodos basados en el estudio de la evolución de parámetros de la biomasa microbiana: La estabilidad biológica de los materiales es considerada como equivalente de la madurez de la masa. Los índices empleados son los siguientes:

- **Cuantificación de la microbiota y biomarcadores de la diversidad microbiana:** Puesto que la biomasa microbiana disminuye al final del proceso de compostaje, se puede emplear el conteo de microorganismos como prueba del estado de maduración del compost (Iglesias Jiménez et al., 2011). También, se emplean técnicas basadas en biomarcadores moleculares, como PLFA (perfil de ácidos grasos de fosfolípidos) que permite seguir los cambios en la comunidad bacteriana durante el compostaje (Herrmann y Shann, 1997).
- **Métodos respirométricos:** La determinación del oxígeno consumido o del dióxido de carbono producido, es una técnica que permite establecer el grado de madurez (Iglesias Jiménez et al., 2011). Actualmente se utiliza el test de madurez Solvita, que mide la evolución del CO₂ y la emisión de amoníaco desde el compost de forma sencilla y rápida (Changa et al., 2003).
- **Parámetros bioquímicos de la actividad microbiana:** Estudios de varios autores han comprobado, dentro del proceso de compostaje, la existencia de una buena correlación de la concentración del ATP con la evolución de la temperatura (Iglesias Jiménez y Perez Garcia, 1989) y con la actividad de enzimas hidrolíticas (Mondini et al., 2004), tales como fosfatasa alcalina, ureasa, proteasa, etc. Tiquia (2005) plantea la determinación de la actividad deshidrogenasa como indicador universal de madurez.
- **Análisis de sustancias orgánicas fácilmente biodegradables:** Morel et al., (1985) proponen como criterio de madurez un índice de degradabilidad (ID) altamente correlacionado con la edad del compost, el carbono orgánico total (Cot) y el porcentaje de carbohidratos solubles en agua caliente (PHs).
- **Parámetros basados en el estudio de la materia orgánica humificada del compost:** Corresponden al estudio de las variables que permiten valorar las sustancias húmicas producidas durante el proceso de compostaje.
- **Tasa AH/AF:** Puesto que los ácidos húmicos (AH) se forman a partir de los ácidos fúlvicos (AF) por procesos de transformación, reestructuración y condensación (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992), su proporción representa un índice de humificación que permite determinar el nivel de maduración del compost (Iglesias Jiménez et al., 2011).
- **Carbono extraíble (Cex):** El contenido total de C húmico (extracción total alcalina de AH + AF) o la tasa de humificación (Cex/Cot) se pueden emplear como indicadores de madurez (Iglesias Jiménez et al., 2011). Durante el compostaje estos parámetros tienden a aumentar (Paredes et al., 2000).
- **Relación de AH con otras formas de carbono:** También son empleados como indicadores del grado de humificación de la MO de los compost el índice de humificación ($C_{AH}/Cot \times 100$) y el porcentaje de ácidos húmicos ($C_{AH}/Cex \times 100$). Estos índices aumentan durante el proceso debido al aumento del contenido de AH (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992)

C. Métodos químicos (indicadores químicos de la madurez):

- **Relación C/N en fase sólida (Cot/Not):** Es el indicador de madurez más común. Inicialmente se requiere un valor en torno a 30 y en el producto final un valor menor a 20. Los suelos con MO altamente humificada dan valores de Cot/Not alrededor de 10, por lo que mientras más se aproxime a este valor la relación C/N del compost obtenido más seguro será el criterio de madurez (Roig et al., 1988).
 - **Relación C/N en el extracto acuoso (carbono hidrosolubles (Cw)/nitrógeno hidrosoluble (Nw) y Cw/nitrógeno orgánico total):** Se considera que un compost tiene madurez adecuada cuando la relación Cw/Nw es menor a 6 (Chang et al., 2006). Alternativamente, Hue et al. (1995) considera como un adecuado indicador de madurez a la proporción Cw/Not menor de 0,70.
 - **Carbono hidrosoluble:** Este indicador se usa como alternativa a la relación C/N, puesto que durante el proceso de compostaje disminuye gradualmente hasta estabilizarse. Los valores referenciales son muy variables dependiendo del material inicial. García et al. (1992) recomiendan un máximo de 5 g kg⁻¹ para considerar el compost maduro.
 - **Relación N-NH₄⁺/N-NO₃⁻:** La presencia de cantidades significativas de nitratos puede considerarse como un indicador de la madurez del compost (Iglesias Jiménez et al., 2011). En los compost con elevada madurez esta proporción es menor que 0,16 (Bernal et al., 1998).
 - **Capacidad de intercambio catiónico (CIC):** Este parámetro aumenta conforme avanza la humificación de la materia orgánica. Se ha observado esta tendencia al incremento en todo tipo de residuos compostados, por tanto puede usarse como un indicador universal de madurez (Iglesias Jiménez et al., 2011).
 - **Presencia de compuestos reductores:** La presencia de compuestos reductores (NH₃, H₂SO₄) indica la inmadurez del compost. El amoníaco puede detectarse mediante el test específico Solvita.
- D. Métodos biológicos:** Son ensayos analíticos para determinar la presencia de compuestos fitotóxicos en el compost, los cuales inhiben el crecimiento vegetal. Los más utilizados son:
- **Test de germinación:** Zucconi et al. (1985) determinaron un índice de germinación (GI) en semillas de berro, relacionando la germinación con la longitud de las raíces. Un GI > 50% indica la ausencia de fitotoxicidad.
 - **Siembra directa:** Estos ensayos permiten determinar la germinación de semillas directamente colocadas sobre un sustrato basado en compost (Cendón et al., 2008).
 - **Test de crecimiento:** Consiste en evaluar el efecto del compost sobre el cultivo en macetas de plantas de distintos vegetales (Cendón et al., 2008).

1.3.5 Compostaje de residuos florícolas

Se han realizado diferentes estudios sobre el compostaje de residuos florícolas tales como el experimento de Gezahegn et al. (2018), que compostaron en pilas los desechos de rosa y clavel con estiércol de vaca y luego añadieron tres especies de lombrices epigeas. Durante el proceso se observó una reducción de la relación C/N y de los valores de pH, así como un aumento del contenido de nitrógeno total y la transformación en vermicompost estuvo en el intervalo de 3-6 meses. También, Zhang et al. (2003a) realizaron diferentes mezclas de residuos vegetales, residuos de flores y gallinaza

y observaron un incremento rápido al inicio del compostaje, alcanzándose temperaturas superiores a 55°C que se mantuvieron por al menos 3 días y consiguiéndose un compost con alto contenido de nutrientes. Además, en un estudio sobre la transformación de nitrógeno en el compostaje de desechos de flores y estiércol de ganado, se encontró que las pérdidas totales de nitrógeno estuvieron alrededor del 42%, siendo la mayoría de estas pérdidas debidas a la volatilización de amoníaco procedente de la degradación del nitrógeno orgánico (Zhang et al., 2003b). Por otro lado, Llive Patiño (2017) compostó durante 9 semanas residuos de la industria florícola (tallos y pétalos) con gallinaza, cascarilla de arroz y alfalfa, obteniendo un producto con relación C/N entre 11 y 12, el cual fue probado en el cultivo de rábano, presentando un adecuado crecimiento de las plantas. Así mismo, en un estudio de co-compostaje de una mezcla de residuos de rosas, melaza, roca fosfórica, suero de leche con biocatalizador comercial, gallinaza o harina de pescado, se obtuvo después de 10 semanas de proceso, un compost con adecuada relación C/N y alto contenido de macro y micronutrientes en los tratamientos con gallinaza (Ascázubi Massón, 2011). También, Quilachamin Aldaz (2014) en un proceso de 12 semanas compostó residuos florícolas con cascarilla de arroz, melaza y residuos de cocina, observando una disminución de la relación C/N de 24,2% a 14,7%, obteniendo un compost apto para ser utilizado como enmienda orgánica en el cultivo de flores. Finalmente, Onursal y Ekinci (2015, 2016) determinaron la posibilidad de co-compostar los residuos de rosas, después de la extracción de sus aceites esenciales, con gallinaza como una opción de gestión de estos residuos, identificando los efectos de diferentes fuentes de carbono (paja o serrín) y de diferentes relaciones C/N sobre la descomposición de OM, pérdida de materia seca y uso de energía del sistema de aireación.

1.3.6 Requerimientos para el empleo agrícola de los compost

La legislación ambiental ecuatoriana no establece requisitos específicos para el empleo agrícola del compost. Sin embargo, se pueden destacar artículos de la Constitución y de las Leyes relacionadas, en los cuales se establecen derechos y obligaciones relacionados con la gestión de los residuos sólidos. Así, la Constitución Política de la República de Ecuador declara la preservación del ambiente (art. 14), la obligatoriedad del Estado para promover el empleo de tecnologías ambientalmente limpias (art. 15) y la competencia de los gobiernos municipales para el manejo de los desechos sólidos (art. 264, numeral 4) (Asamblea Constituyente, 2008). A través del Programa Nacional de Gestión Integral de Desechos Sólidos, el Ministerio del Ambiente establece las políticas para el aprovechamiento de los residuos (Ministerio del Ambiente, 2010), correspondiendo a los Gobiernos Autónomos Municipales la responsabilidad de la ejecución de los planes de manejo de residuos de acuerdo con lo dispuesto en el Código Orgánico de Ordenamiento Territorial, Autonomía y Descentralización (Asamblea Nacional del Ecuador, 2010). La Ley de Gestión Ambiental, en su artículo 2, establece como principios el reciclaje de desechos y el uso de tecnologías sustentables (Congreso Nacional, 2004)

Debido a la cercanía geográfica, se toman como referencia las guías emitidas por US Composting Council, (2001) para el uso agrícola del compost, que incluyen los valores límites para determinados parámetros (Tabla 8).

Tabla 8. Directrices para el empleo agrícola de compost.

	Valores límites
MO(%)	50-60
<i>Macroelementos (g kg⁻¹)</i>	
N _T	≥10
P	≥10
Na	-
K	-
<i>Microelementos (mg kg⁻¹)</i>	
Fe	-
Mn	-
Cu	1500
Zn	2800
<i>Metales pesados (mg kg⁻¹)</i>	
Cr	1200
Cd	39
Pb	300
Ni	420
Se	100
Hg	17
As	41

Fuente: US Composting Council (2001).

1.4 INDUSTRIA PETROLERA ECUATORIANA

1.4.1 Actividad petrolera ecuatoriana

La industria petrolífera en Ecuador constituye, desde hace varias décadas, el sector más importante de financiamiento del presupuesto del estado. La explotación petrolera suponía una mejora para la economía ecuatoriana, pues se esperaban mayores ingresos al pasar a un modelo económico basado en la exportación de petróleo que reemplazaría al tradicional modelo de exportación de materias primas (Baquero y Mieles, 2015; Narváez, 2009).

Desde el 2000 al 2012, el aporte promedio del sector petrolero al producto interno bruto (PIB) fue del 12,7%, por lo que la economía del país dependía fuertemente de lo que sucedía en este sector (Mateo y García, 2014). Según el Banco Mundial, en el año 2006 las rentas petroleras alcanzaron el máximo histórico del 18,5% del PIB y en 1998 un mínimo del 3,0%. A partir de 2011 tuvo una caída significativa y en 2017 presentó un ligero repunte alcanzando 5,0% (Banco Mundial, 2017).

La producción de petróleo crudo por empresas públicas ha tenido un crecimiento sostenido desde 50,6% en 2007 hasta 78,4% en 2017. Sin embargo, la producción de petróleo llevada a cabo por empresas privadas ha tenido una disminución en la última década (Banco Central del Ecuador, 2018) (Tabla 9).

Tabla 9. Producción de petróleo (miles de barriles y porcentajes con respecto a la producción total)

Año	Total	Empresas públicas	Empresas privadas
2007	186.546,7	94.334,0	50,6%
2008	184.727,9	97.571,1	52,8%
2009	177.414,5	102.768,0	57,9%
2010	177.421,8	109.944,0	62,0%
2011	182.356,9	130.527,8	71,6%
2012	184.323,3	133.656,1	72,5%
2013	192.119,0	144.921,4	75,4%
2014	203.142,2	157.975,9	77,8%
2015	198.229,6	154.307,6	77,8%
2016	200.711,4	158.118,4	78,8%
2017	193.929,1	152.092,1	78,4%

Fuente: Banco Central del Ecuador (2018).

La exploración y explotación petrolera se lleva a cabo en 71 bloques, a través de 2 empresas públicas y 17 operadoras privadas: Petroamazonas-EP 22 bloques, Secretaría de Hidrocarburos 29 bloques y compañías privadas 20 bloques (Secretaría de Hidrocarburos, 2018). Los yacimientos petrolíferos se encuentran primordialmente en la región oriental o amazónica, en los campos de producción de Sacha, Sushufindi, Libertador, Cononaco, Cuyabeno, Lago Agrio y Auca (Mateo y García, 2014) (Figura 7).

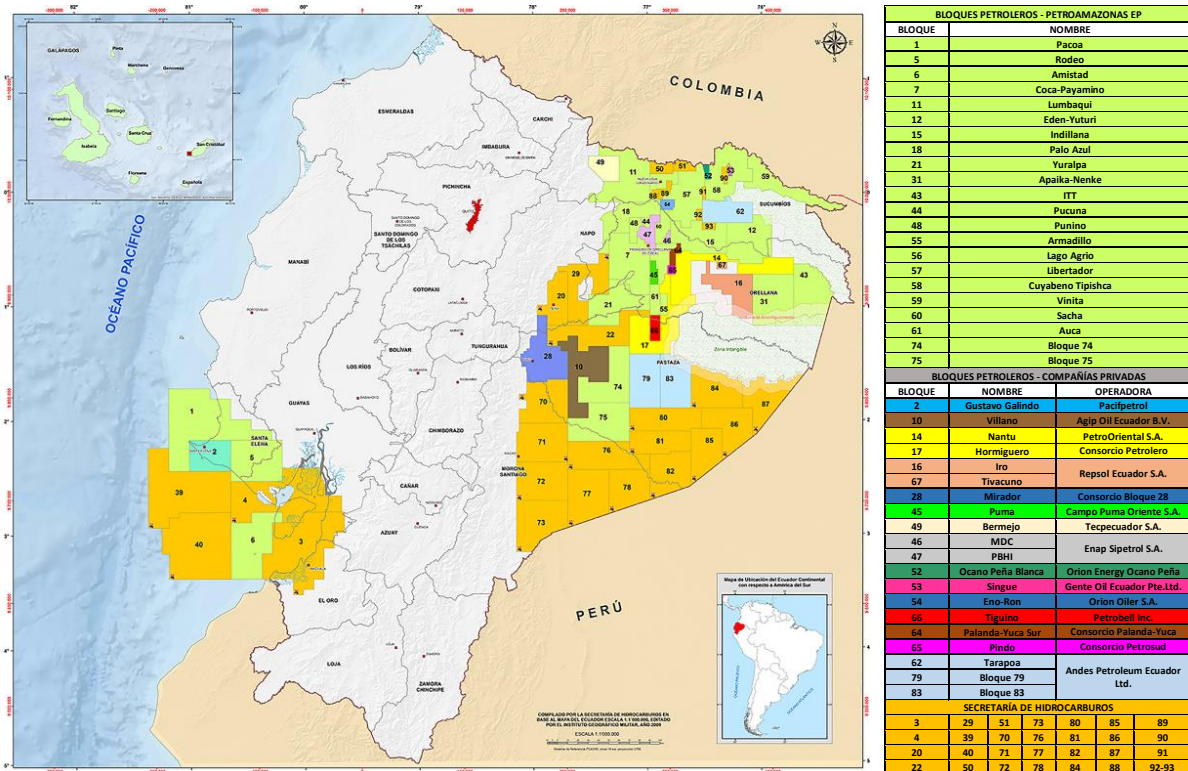


Figura 7. Mapa de bloques petroleros del Ecuador

Fuente: Secretaría de Hidrocarburos (2018)

En el año 2017, se exportaron 138,9 millones de barriles de petróleo y 17,3 millones de barriles de derivados (Figura 8). Los ingresos generados por la industria petrolera alcanzaron una cifra global de 6.913,60 millones de dólares de los cuales 723,77 correspondieron a la exportación de derivados. En ese año, el precio del barril de crudo tuvo un valor promedio de 45,68 dólares (Banco Central del

Ecuador, 2018). Los principales destinatarios de las exportaciones de petróleo crudo en 2017 han sido Estados Unidos (56,14%), Chile (15,56%), Perú (14,79%) y China (5,30%) (Banco Central del Ecuador, 2018). Actualmente se están produciendo 526.252 barriles/día (Agencia de Regulación y Control Hidrocarburífero, 2017).

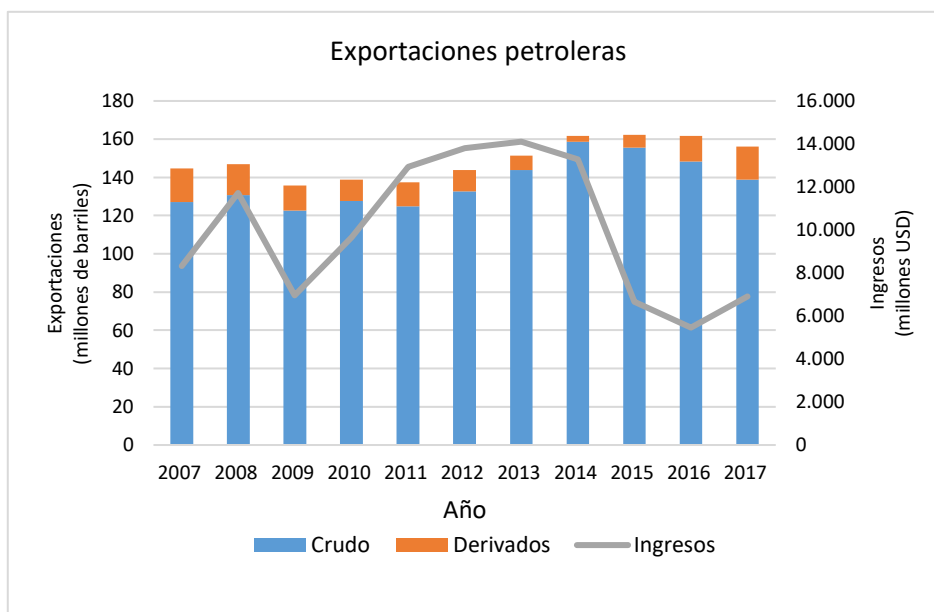


Figura 8. Evolución de las exportaciones petroleras

Fuente: (Banco Central del Ecuador, 2018).

1.4.2 Problemas ambientales generados

El petróleo y sus derivados son sustancias complejas, cuya composición química exacta no siempre se conoce (Bierkens y Geerts, 2014), y al ser liberadas en el medio ambiente afectan la salud humana (Pinedo, Ibáñez, y Irabien, 2014). Sus efectos nocivos se localizan en suelo, agua y aire.

Por lo tanto, la industria petrolera provoca grandes impactos ambientales y sus efectos a la biodiversidad trasciende al ámbito local, pues las diferentes actividades vinculadas a esta industria han contaminado el medio ambiente poniendo en riesgo la supervivencia de la flora y de la fauna (Bravo, 2007).

La explotación de la reserva hidrocarburífera y las actividades agrícolas a gran escala, son las principales causas de la deforestación del bosque húmedo tropical en la Amazonía ecuatoriana (Pappalardo, 2014).

El medio ambiente terrestre actúa como sumidero de los hidrocarburos contaminantes (Cachada et al., 2016), los cuales contienen elevadas concentraciones de compuestos tóxicos que son perjudiciales para los microorganismos del suelo (Guo et al., 2012). Zhang et al. (2014) encontraron una correlación positiva entre los hidrocarburos presentes en vegetales y los encontrados en el suelo. También, los hidrocarburos del petróleo son contaminantes omnipresentes en los sedimentos marinos como consecuencia de descargas industriales y derrames accidentales, provocando daños en la fauna (Zhou et al., 2014). Estos contaminantes también pueden llegar a las zonas urbanas, tal y como Zhang et al. (2012) revelaron la presencia de hidrocarburos petrogénicos degradados tanto en las aguas subterráneas como en el aire de una ciudad industrial china.

Cada fase de la actividad petrolera (exploración, perforación, producción, transporte e industrialización) está asociada con diversos problemas ambientales. En Ecuador, los impactos ambientales son muy graves, porque las actividades petroleras se llevan a cabo en áreas protegidas (Almeida et al., 2014).

1. **Fase de exploración:** En general, las pruebas de búsqueda de petróleo en suelos y océanos producen los mayores efectos negativos sobre la biosfera (Manahan, 2007). Durante la prospección sísmica se provoca deforestación por la apertura de caminos y la construcción de campamentos provisionales (Bravo, 2007). Las sacudidas causadas por una explosión de dinamita matan alrededor de 500 peces y pueden desaparecer los nacimientos de agua (Almeida et al., 2014). En esta fase se producen elevados niveles de ruido, debido a las explosiones y al trabajo de maquinaria, lo cual provoca desplazamiento de la fauna nativa (Almeida et al., 2014; Bravo, 2007).
2. **Fase de perforación:** Las descargas operativas de agua producida y los cortes de perforación son una fuente continua de contaminantes para los ecosistemas (Bakke et al., 2013). Los cortes de perforación son mezclas heterogéneas de rocas que pueden contener metales pesados, sustancias radioactivas e hidrocarburos, mientras que los lodos de perforación contienen aditivos químicos que se bombean al pozo para actuar como lubricante y refrigerante. Los desechos de la perforación y extracción se colocan en piscinas abiertas, desde donde se infiltran en las capas subterráneas del suelo afectando los lechos freáticos y al desbordarse contaminan las fuentes de agua superficiales (Bravo, 2007). También hay impacto en la atmósfera debido a la combustión del gas en los mecheros y del crudo en las piscinas (Almeida et al., 2014).
3. **Fase de explotación:** En esta fase se generan inmensas cantidades de desechos tóxicos que se arrojan a las piscinas, a veces, sin ningún tratamiento. Las aguas subterráneas y superficiales son contaminadas por las aguas de formación o salmueras provenientes de subproductos de la explotación petrolera (Manahan, 2007), con contenidos de sales entre los 30.000 y 100.000 ppm y temperatura media de 55 °C (Bravo, 2007). Las aguas de formación son más salinas y más calientes que el agua marina, y este cambio brusco afecta a las especies animales acuáticas (Kyung, 2001).
4. **Fase de transporte.** El problema ambiental más frecuente de la industria petrolífera es la contaminación de aguas y suelos debido a los derrames ocasionados por la ruptura de oleoductos o por accidentes de los buques transportadores del petróleo. Los derrames representan alrededor del 47% de la contaminación marina con hidrocarburos. El petróleo crudo y sus derivados, en general, son menos densos que el agua y poco solubles en ella y para su degradación consumen el oxígeno del agua provocando asfixia en algas y líquenes. Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) se adsorben en partículas o sedimentos, lo cual disminuye su velocidad de degradación. Poseen un elevado potencial bioacumulativo y son muy peligrosos debido a la capacidad de provocar efectos mutagénicos y carcinogénicos (Orozco Barrenetxea et al., 2011).
5. **Fase de industrialización:** En las diferentes fases de operación para la refinación del crudo, se producen emisiones de partículas, hidrocarburos volátiles, dióxido de azufre, óxido nitroso, dióxido de carbono y monóxido de carbono, que contaminan la atmósfera. El dióxido de azufre se transforma en ácido sulfúrico provocando lluvia ácida (Almeida et al., 2014).

1.4.3 Normativa hidrocarburífera

La legislación hidrocarburífera ecuatoriana comprende artículos de la Constitución, Leyes y Reglamentos relacionados.

- La Constitución de la República del Ecuador establece que los recursos naturales no renovables, yacimientos minerales y de hidrocarburos son de propiedad inalienable, imprescriptible e inembargable del Estado (art.1 317, 418). Además, declara de interés público la preservación del ambiente y la prevención del daño ambiental (art. 14) y reconoce el derecho a vivir en un ambiente sano y libre de contaminación (art. 66 numeral 27). También expone el respeto a los derechos de la naturaleza y utilizar los recursos naturales de modo racional, sustentable y sostenible (art. 83 numeral 6), garantizando el acceso de las personas a los beneficios de los recursos del subsuelo y del patrimonio natural (art. 276 numeral 4) (Asamblea Constituyente, 2008).
- La Ley de Hidrocarburos manifiesta que la explotación de los yacimientos de hidrocarburos y sustancias que los acompañan se ceñirá a los lineamientos del desarrollo sustentable y de la protección y conservación del medio ambiente. Además indica que la industria petrolera será normada por la Agencia de Regulación y Control Hidrocarburífero en lo concerniente a la prospección, exploración, explotación, refinación, industrialización, almacenamiento, transporte y comercialización de los hidrocarburos y de sus derivados (Decreto Supremo 2967, 2018).
- El Reglamento de Operaciones Hidrocarburíferas tiene como objeto regular administrar, controlar y fiscalizar las Operaciones Hidrocarburíferas en las diferentes fases de la industria hidrocarburífera: Las Operaciones Hidrocarburíferas comprenden las actividades que se ejecutan en las diferentes fases de la industria hidrocarburífera, incluyendo biocombustibles y sus mezclas, y demás actividades técnicas, operacionales y económicas relacionadas con la industria del sector hidrocarburífero (ARCH, 2015).
- El Reglamento Ambiental de Actividades Hidrocarburíferas, regula la exploración, producción, almacenamiento, transporte, industrialización y comercialización de petróleo crudo y derivados capaces de producir impactos ambientales. Incluye los parámetros y sus límites permisibles, así como los métodos y definiciones empleados en la industria hidrocarburífera. El artículo 16 establece que la Subsecretaría de Protección Ambiental coordinará los programas de remediación ambiental de las compañías (Decreto Ejecutivo 1215, 2010). A continuación, se muestran los límites permisibles de ciertos parámetros en suelos (Tablas 10, 11 y 12):

Tabla 10. Criterios de calidad del suelo (valores máximos permisibles)

Parámetro	Unidades*	Valor
Parámetros Generales		
Conductividad	$\mu\text{S cm}^{-1}$	200
pH		6 a 8
Relación de adsorción de Sodio (Índice SAR)		4*
Parámetros inorgánicos		
Arsénico	mg kg^{-1}	12
Azufre (elemental)	mg kg^{-1}	250
Bario	mg kg^{-1}	200
Boro (soluble en agua caliente)	mg kg^{-1}	1
Cadmio	mg kg^{-1}	0,5
Cobalto	mg kg^{-1}	10
Cobre	mg kg^{-1}	25
Cromo Total	mg kg^{-1}	54
Cromo VI	mg kg^{-1}	0,4
Cianuro	mg kg^{-1}	0,9
Estaño	mg kg^{-1}	5
Fluoruros	mg kg^{-1}	200
Mercurio	mg kg^{-1}	0,1
Molibdeno	mg kg^{-1}	5
Níquel	mg kg^{-1}	19
Plomo	mg kg^{-1}	19
Selenio	mg kg^{-1}	1
Vanadio	mg kg^{-1}	76
Zinc	mg kg^{-1}	60
Parámetros orgánicos		
Benceno	mg kg^{-1}	0,03
Clorobenceno	mg kg^{-1}	0,1
Etilbenceno	mg kg^{-1}	0,1
Estireno	mg kg^{-1}	0,1
Tolueno	mg kg^{-1}	0,1
Xileno	mg kg^{-1}	0,1
PCBs	mg kg^{-1}	0,1
Clorinados Alifáticos (cada tipo)	mg kg^{-1}	0,1
Clorobencenos (cada tipo)	mg kg^{-1}	0,05
Hexaclorobenceno	mg kg^{-1}	0,05
Hexaclorociclohexano	mg kg^{-1}	0,01
Fenólicos no clorinados (cada tipo)	mg kg^{-1}	0,1
Clorofenoles (cada tipo)	mg kg^{-1}	0,05
Hidrocarburos totales (TPH)	mg kg^{-1}	<150
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) cada tipo	mg kg^{-1}	0,1

*Concentración en peso seco de suelo

Tabla 11. Criterios de remediación (valores máximos permisibles)

Parámetro	Unidades*	USO DEL SUELO			
		Residencial	Comercial	Industrial	Agrícola
Parámetros Generales					
Conductividad	$\mu\text{S cm}^{-1}$	200	400	400	200
pH		6 a 8	6 a 8	6 a 8	6 a 8
Relación de adsorción de Sodio (Índice SAR)		5	12	12	5
Parámetros inorgánicos					
Arsénico	mg kg^{-1}	12	12	12	12
Sulfuro	mg kg^{-1}				500
Bario	mg kg^{-1}	500	2000	2000	750
Boro (soluble en agua caliente)	mg kg^{-1}				2
Cadmio	mg kg^{-1}	4	10	10	2
Cobalto	mg kg^{-1}	50	300	300	40
Cobre	mg kg^{-1}	63	91	91	63
Cromo Total	mg kg^{-1}	64	87	87	65
Cromo VI	mg kg^{-1}	0,4	1,4	1,4	0,4
Cianuro	mg kg^{-1}	0,9	8	8	0,9
Estaño	mg kg^{-1}	50	300	300	5
Fluoruros	mg kg^{-1}	400	2000	2000	200
Mercurio	mg kg^{-1}	1	10	10	0,8
Molibdeno	mg kg^{-1}	5	40	40	5
Níquel	mg kg^{-1}	100	100	50	50
Plomo	mg kg^{-1}	140	150	150	60
Selenio	mg kg^{-1}	5	10	10	2
Talio	mg kg^{-1}	1	1	1	1
Vanadio	mg kg^{-1}	130	130	130	130
Zinc	mg kg^{-1}	200	380	360	200
Parámetros orgánicos					
Aceites y grasas	mg kg^{-1}	500	<2500	<4000	<4000
Benceno	mg kg^{-1}	0,08	5	5	0,03
Etilbenceno	mg kg^{-1}	0,1	20	20	0,1
Estireno	mg kg^{-1}	5	50	50	0,1
Tolueno	mg kg^{-1}	0,37	0,8	0,8	0,08
Xileno	mg kg^{-1}	2,4	11	20	0,1
PCBs	mg kg^{-1}	1,3	33	33	0,5
Clorofenoles (cada tipo)	mg kg^{-1}	0,5	5	5	0,05
Fenoles (total)	mg kg^{-1}	3,8	3,8	5	3,8
Clorinados alifáticos (cada tipo)	mg kg^{-1}	5	50	50	0,1
Hidrocarburos totales (TPH)	mg kg^{-1}	230	620	620	150
Clorobencenos (cada tipo)	mg kg^{-1}	2	10	10	0,05
Tetracloroetilenos	mg kg^{-1}	0,2	0,5	0,6	0,1
Tricloroetileno	mg kg^{-1}	3	30	30	0,1
Atrazina	mg kg^{-1}	0,005	0,005	0,005	0,005
Carbofuran	mg kg^{-1}	0,001	0,01	0,01	0,01
Alifáticos no clorinados (cada tipo)	mg kg^{-1}				0,3

Tabla 11- Criterios de remediación (valores máximos permisibles) (continuación)

Parámetro	Unidades*	USO DEL SUELO			
		Residencial	Comercial	Industrial	Agrícola
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs)					
Antraceno	mg kg ⁻¹			100	0,1
Benzo(a)antraceno	mg kg ⁻¹	1	1	10	0,1
Benzo(a)pireno	mg kg ⁻¹	0,7	10	0,7	0,1
Benzo(b)fluoranteno	mg kg ⁻¹	1	0,7	10	0,1
Benzo(k)fluoranteno	mg kg ⁻¹	1	10	10	0,1
Dibenzo(a,h)antraceno	mg kg ⁻¹	1	10	10	0,1
Indeno(1,2,3-cd)pireno	mg kg ⁻¹	1	10	10	0,1
Fluoranteno	mg kg ⁻¹		10	100	0,1
Naftaleno	mg kg ⁻¹	0,6		22	0,1
Pireno	mg kg ⁻¹	10	22	100	0,1
Criseno	mg kg ⁻¹			100	0,1
Fenantreno	mg kg ⁻¹	5	50	50	0,1
Pesticidas organoclorados					
Alfa BCH	mg kg ⁻¹	0,01	0,01	0,01	0,01
Beta BCH	mg kg ⁻¹	0,01	0,01	0,01	0,01
Gamma BCH	mg kg ⁻¹	0,01	0,01	0,01	0,01
Delta BCH	mg kg ⁻¹	0,01	0,01	0,01	NA
Heptacoloro	mg kg ⁻¹	0,01	0,01	0,01	0,01
Aldrin	mg kg ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
Heptacoloro epóxido isómero B	mg kg ⁻¹	0,1	0,01	1	0,01
Endosulfan I	mg kg ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
4,4 DDE	mg kg ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
4,4 DDD	mg kg ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
4,4 DDT	mg kg ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
Dieldrin	mg kg ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
Endrin	mg kg ⁻¹	0,01	0,01	0,01	0,01
Endosulfan II	mg kg ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
Endrin aldehído	mg kg ⁻¹	0,01	0,01	0,01	0,01
Endosulfan sulfato	mg kg ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1

*Concentración en peso seco de suelo

Tabla 12. Límites permisibles para la identificación y remediación de suelos contaminados en todas las fases de la industria hidrocarburífera

Parámetro	Expresado en	Unidad ⁽¹⁾	Uso agrícola ⁽²⁾	Uso industrial ⁽³⁾	Ecosistemas sensibles ⁽⁴⁾
Hidrocarburos totales (TPH)	TPH	mg kg ⁻¹	<2500	<4000	<1000
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs)	Cd	mg kg ⁻¹	<2	<5	<1
Cadmio	Ni	mg kg ⁻¹	<2	<10	<1
Níquel	Pb	mg kg ⁻¹	<50	<100	<40
Plomo	Cd	mg kg ⁻¹	<100	<500	<80

(1) Expresado en base de sustancia seca (gravimétrico, 105°C, 24 horas).

(2) Valores límites permisibles enfocados en la protección de suelos y cultivos.

(3) Valores límites permisibles para sitios de uso industrial (construcciones, etc.).

(4) Valores límites permisibles para la protección de ecosistemas sensibles tales como Patrimonio Nacional de Áreas Naturales y otros identificados en el correspondiente Estudio Ambiental.

Respecto a la normativa hidrocarburífera de países cercanos, en Estados Unidos se encuentra el título 40 Protección del Ambiente (Protection of Environment) del Código de Regulaciones Federales (Code of Federal Regulations, 2019) contiene la normativa sobre los hidrocarburos. La Ley de Contaminación por Hidrocarburos (US EPA, 2013) se basa en las partes 110 (Descarga de Petróleo), 112 (Prevención

de la Contaminación por Petróleo) y 300 (Plan Nacional de Contingencia por Contaminación por Petróleo y Sustancias Peligrosas).

1.4.4 Técnicas de prevención de la contaminación ambiental

La prevención de la contaminación consiste en utilizar materiales y técnicas que reducen o eliminan la generación de contaminantes en la fuente (EPA, 2001; Inche Mitma, 2014). Reducir la cantidad de contaminación producida significa menos residuos para controlar, tratar o eliminar. Menos contaminación significa menos riesgos para la salud pública y el medio ambiente (US EPA OCSPP, 2019).

Las prácticas de prevención son esenciales para preservar los humedales, las fuentes de agua subterránea y otros ecosistemas críticos, y detener la contaminación antes de que comience. Puede aplicarse en los campos energético, agrícola, del consumidor e industrial.

Sector energético: La prevención puede reducir los daños ambientales causados por la extracción, el procesamiento, el transporte y la combustión de combustibles. Se emplean estrategias para (1) aumentar la eficiencia en el uso de la energía; y (2) el uso de fuentes de combustible ambientalmente benignas.

Sector agrícola: Los enfoques de prevención consisten en (1) reducir el uso de agua e insumos químicos; (2) emplear pesticidas menos dañinos para el medio ambiente o cultivar cepas con resistencia natural a las plagas; y (3) protección de zonas sensibles.

Sector industrial: (1) Modificar un proceso de producción para generar menos residuos; (2) usar químicos no tóxicos o menos tóxicos; (3) implementar prácticas de conservación de agua y energía; y (4) reutilizar materiales en lugar de desecharlos como residuos.

Sector del consumidor: (1) Usar botellas de agua reutilizables; (2) apagar automáticamente las luces cuando no se estén en uso; y (3) reparación de fugas de agua.

La prevención de la contaminación reduce tanto los costes financieros como los costes ambientales. Protege el medio ambiente y fortalece el crecimiento económico mediante una producción industrial más eficiente y una menor necesidad de manejo de residuos en hogares y empresas (EPA, 2001).

Con el objetivo de reducir el riesgo a niveles mínimos, se pueden implementar tres tipos de técnicas complementarias en cada foco de contaminación: (Dirección General de Medio Ambiente, 2016)

1.4.4.1 Técnicas Preventivas de Diseño:

Afectan al diseño de las instalaciones y de los propios focos. Deben considerarse durante la planeación del proyecto para instalaciones nuevas o de reforma de las instalaciones ya existentes.

1.4.4.2 Técnicas Preventivas de Vigilancia y Control:

Para poder evaluar el correcto funcionamiento de la instalación se requiere la instalación de sistemas de vigilancia y control de los focos de contaminación. Permiten tiempos de respuesta cortos para evitar la liberación de contaminantes.

1.4.4.3 Técnicas Preventivas Operacionales y Organizativas:

Modifican los procesos organizativos tales como los programas de mantenimiento y de control, la capacitación de los recursos humanos, etc.

1.4.5 Técnicas para la remediación de suelos contaminados con petróleo

Para remediar los sitios contaminados generalmente se usan tres estrategias, las cuales pueden aplicarse conjuntamente o por separado: 1) Destrucción o alteración de contaminantes, 2) Extracción o separación de contaminantes del medio ambiente, y 3) Inmovilización de contaminantes (United States Environmental Protection Agency, 1994).

Existen diferentes técnicas para la remediación de los suelos contaminados, que según su naturaleza se clasifican en físico-químicas, biológicas y térmicas (Moreno, Becerra, y Santos, 2004); y según la forma en que se apliquen pueden ser *in situ*, aquellas que se aplican en el lugar en el que se localizan los contaminantes, y *ex situ*, aquellas que para su tratamiento requieren la excavación previa del suelo y su transporte a instalaciones externas (*off-site*) o en el mismo lugar (*on-site*) (Fernández Rubio, 1996; Ortiz Bernad et al., 2007). Los tratamientos *in situ* permiten reducir los costes económicos, sin embargo requieren períodos de tiempo más largos y es más complicado verificar la eficacia del proceso (United States Environmental Protection Agency, 1994). A continuación, se muestra una breve descripción de las técnicas utilizadas para el tratamiento de suelos contaminados con petróleo o sus derivados, tanto *in situ* como *ex situ*.

1.4.5.1 Técnicas físico-químicas

Las técnicas físico-químicas utilizan las propiedades físicas de los contaminantes o del medio contaminado para destruir, separar o contener la contaminación (United States Environmental Protection Agency, 1994).

Técnicas *in situ*:

- **Técnicas de stripping:** Técnicas aplicables cuando los suelos están contaminados por sustancias suficientemente volátiles (Miliarium, 2004) y que permiten movilizar y recuperar en superficie los contaminantes que se volatilizan en el suelo (Fernández Rubio, 1996).
- **Air Sparging:** Consiste en la extracción de contaminantes del suelo mediante evaporación. Incluye las metodologías de aspersión de aire, extracción de los vapores del suelo, extracción de los vapores del suelo mejorada térmicamente, extracción de doble fase (Miliarium, 2004). Se usa en los lugares donde la contaminación está en la zona saturada, introduciendo aire por bombeo para que los contaminantes asciendan en burbujas hasta la zona no saturada, donde pueden extraerse por medio de pozos de extracción (EPA, 1996).
- **Bioventilación:** Consiste en la extracción de vapores del suelo empleando una diferencia de presión. Se aplica en suelos no saturados. Los gases generados se pasan por filtros que contengan sustancias retenedoras adecuadas como carbón activo. Es una técnica barata y de bajo impacto (Coria, 2007).

- **Extracción de vapores del suelo:** Esta tecnología se aplica al suelo a una profundidad de 1,5 metros, para inducir el flujo controlado de aire y remover los contaminantes volátiles y semi-volátiles (United States Environmental Protection Agency, 1994). Los compuestos volátiles se eliminan del suelo a través de un gradiente de presión/concentraciones aplicando vacío mediante pozos de extracción. Se emplea para compuestos orgánicos volátiles (VOC's) y algunos combustibles. Funciona bien en condiciones de alta permeabilidad (Coria, 2007; EPA, 1996).

Técnicas *ex situ*:

- **Aireación/volatilización pasiva:** Los suelos contaminados se depositan en láminas delgadas sobre una superficie impermeable, desde donde se eliminan los contaminantes orgánicos por volatilización (Fernández Rubio, 1996).
- **Extracción de vapores del suelo:** Es una tecnología a gran escala en la que el suelo excavado se coloca sobre una red de tuberías en la superficie, aplicando un vacío para promover la volatilización de sustancias orgánicas. A diferencia de su contraparte *in situ*, es posible recolectar los lixiviados y el tratamiento es más uniforme y fácil de monitorizar (United States Environmental Protection Agency, 1994). Se utiliza para eliminar los compuestos orgánicos volátiles.

1.4.5.2 Técnicas térmicas

Las técnicas térmicas ejecutan la limpieza de la contaminación en tiempos breves, pero muy costosos debido al equipamiento y la energía (United States Environmental Protection Agency, 1994). Los tratamientos térmicos son formas de movilizar elementos nocivos a través del suelo mediante su calentamiento. Hay metodologías de inyección de vapor, inyección de aire caliente, inyección de agua caliente, calentamiento con resistencia eléctrica, calentamiento por radio frecuencia, conducción térmica, etc. (Miliarium, 2004).

Técnicas *in situ*:

- **Extracción de vapores del suelo térmicamente mejorada:** Para incrementar la movilidad de los VOCs y facilitar su extracción, se inyecta una corriente de vapor o aire caliente en el suelo.

Técnicas *ex situ*:

- **Incineración:** Se somete el suelo contaminado con hidrocarburos a altas temperaturas (870-1200 °C) para evaporar los contaminantes y quemarlos en condiciones controladas (Coria, 2007; Kaifer Brasero et al., 2004). La eficiencia de destrucción y remoción de contaminantes para incineradores apropiados supera el 99,99%.
- **Desorción térmica de alta temperatura:** Los suelos se calientan entre 320 y 560°C para volatilizar los contaminantes orgánicos (United States Environmental Protection Agency, 1994), que son luego llevados al sistema de tratamiento de gas. Este proceso se aplica para separar los contaminantes orgánicos de los suelos contaminados con hidrocarburos, principalmente PAHs (hidrocarburos aromáticos policíclicos).

1.4.5.3 Técnicas biológicas

Respecto a las técnicas de biorremediación, son procesos que utilizan organismos vivos o sus catalizadores para mejorar la velocidad y el grado de destrucción de contaminantes (Gibson y Saylor, 1993; González-Rojas, 2011). Emplea mezclas de ciertos microorganismos o plantas capaces de degradar o acumular sustancias contaminantes tales como metales pesados y compuestos orgánicos derivados del petróleo. Los microorganismos más utilizados en biorremediación de suelos son las bacterias (*Pseudomonas*, *Arthrobacter*, *Achromobacter*, *Micrococcus*, *Vibrio*, *Acinetobacter*, *Brevibacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium* y algunos géneros de actinomicetos) y los hongos (mohos, levaduras y setas) (Cabildo Miranda et al., 2008). Sin embargo, la aplicabilidad de los microorganismos está limitada por factores como la disponibilidad de nutrientes, el alto contenido de arcillas, la aireación y disponibilidad del contaminante, e incluso la edad de la contaminación (Ferrera-Cerrato et al., 2006).

La efectividad de los tratamientos de biorrecuperación de suelos depende tanto de factores biológicos (existencia de poblaciones microbianas capaces de transformar los contaminantes, presencia de nutrientes y aceptores de electrones) y de factores ambientales (tipo de suelo, temperatura y pH) (Ortiz Bernad et al., 2007).

Existen tres metodologías de biorremediación: atenuación natural, bioestimulación y bioaumentación (González-Rojas, 2011):

1. **Atenuación natural:** Es un sistema de recuperación pasivo que aprovecha los procesos naturales, tanto biológicos (biodegradación aerobia, anaerobia y co-metabólica) (Ortiz Bernad et al., 2007) como físico-químicos (dilución, volatilización, adsorción y transformación química) para reducir las concentraciones de los contaminantes hasta niveles aceptables (Kaifer Brasero et al., 2004). Los microorganismos autóctonos del medio afectado utilizan su potencial enzimático para mineralizar o degradar los compuestos orgánicos (González-Rojas, 2011). Las poblaciones degradadoras de hidrocarburos constituyen menos del 1% del total de la comunidad microbiana, pero cuando están presentes contaminantes derivados del petróleo aumenta hasta el 10%, aunque la velocidad natural de biodegradación es baja y está limitada por factores ambientales (Atlas, 1995), como la presencia de suficientes nutrientes y que no existan sustancias tóxicas que inhiban su actividad biológica. Además, las condiciones del medio deben de ser óptimas para el desarrollo adecuado de los microorganismos, pH del suelo entre 6 y 8, humedad entre 40 y 85% y temperatura entre 10 y 45°C (Kaifer Brasero et al., 2004).
2. **Bioestimulación:** Consiste en la estimulación de la actividad microbiana natural controlando parámetros como nitratos, fosfatos, aceptores de electrones (oxígeno, sulfatos) o ajustes de pH (González-Rojas, 2011; Ortiz Bernad et al., 2007). Existen muchas técnicas de bioestimulación tanto *in situ* como *ex situ*.

Técnicas de bioestimulación *in situ*

- **Bioaireación o Bioventing:** Es una técnica de recuperación de la zona no saturada mediante pozos de inyección de aire (González-Rojas, 2011; Kaifer Brasero et al., 2004; López de Mesa et al., 2006; Ortiz Bernad et al., 2007), favoreciendo la degradación de los hidrocarburos por volatilización (González-Rojas, 2011) y migración de la fase más volátil del contaminante (López de Mesa et al., 2006) y estimulando la actividad microbiológica y los procesos de biodegradación aerobia (Kaifer

Brasero et al., 2004; Ortiz Bernad et al., 2007). Se usan bajos caudales de aire para inyectar exclusivamente el volumen necesario para mantener la actividad microbiana (González-Rojas, 2011; Kaifer Brasero et al., 2004). Esta técnica, generalmente, se aplica en suelos contaminados con compuestos orgánicos biodegradables con una presión de vapor mayor o igual a 100 N/m² y una constante de Henry superior a 0,01. Algunos hidrocarburos derivados del petróleo de cadena inferior a 25 carbonos, cumplen con estas condiciones (Kaifer Brasero et al., 2004).

- **Inyección de aire a presión o Biosparging:** Es un método que combina el efecto de la ventilación con el uso de microorganismos autóctonos para degradar compuestos orgánicos en la zona saturada del suelo (López de Mesa et al., 2006). El aire se inyecta directamente en la zona saturada, vaporizando los contaminantes que son arrastrados hasta la zona no saturada, donde son biodegradados y/o recuperados con un sistema de extracción de vapores (González-Rojas, 2011). Esta técnica es específica para hidrocarburos derivados del petróleo de peso mediano (Ortiz Bernad et al., 2007) e hidrocarburos aromáticos policíclicos ligeros, pero no es recomendable para las fracciones pesadas (Kaifer Brasero et al., 2004).

Técnicas de bioestimulación ex situ

- **Landfarming:** Esta técnica consiste en extender el suelo en lechos poco profundos sobre una plataforma impermeable con sistema de recolección de lixiviados (González-Rojas, 2011) y estimular la biodegradación mediante aireación y/o adición de nutrientes (Ortiz Bernad et al., 2007). Es una técnica efectiva y poco costosa y se utiliza para reducir la contaminación por hidrocarburos del petróleo de peso mediano que no pueden eliminarse por evaporación (González-Rojas, 2011; Ortiz Bernad et al., 2007).
- **Biopilas:** Las biopilas son una variante del landfarming (González-Rojas, 2011). Se forman pilas de material biodegradable formadas por suelos contaminados y materia orgánica (López de Mesa et al., 2006), y se estimula la actividad microbiana aerobia mediante aireación forzada, por inyección o extracción, y adición de nutrientes, minerales y agua, obteniendo la degradación a través de la actividad microbiana (Ortiz Bernad et al., 2007). Esta técnica se utiliza especialmente para reducir la concentración de derivados del petróleo en el suelo (López de Mesa et al., 2006; Ortiz Bernad et al., 2007).
- **Compostaje:** Es un método eficaz que no requiere la adición de inóculo microbiano (Jørgensen et al., 2000). Consiste en estimular la actividad biodegradadora aerobia de microorganismos indígenas bajo condiciones termofílicas (Ortiz Bernad et al., 2007), mezclando los suelos contaminados con residuos animales y vegetales que proporcionan una adecuada relación C/N. La temperatura aumenta inicialmente debido al proceso metabólico y disminuye cuando se ha consumido el carbono orgánico (Ortiz Bernad et al., 2007). Esta técnica ha resultado eficaz para reducir la concentración de hidrocarburos de petróleo (Chen et al., 2015; Ortiz Bernad et al., 2007).
- **Lodos biológicos:** El suelo excavado es tamizado y mezclado con agua y aditivos dentro de un biorreactor controlado, facilitando el contacto de los microorganismos con los contaminantes en el lodo resultante y logrando tasas de biodegradación rápidas en suelos contaminados con hidrocarburos de petróleo (Ortiz Bernad et al., 2007).

3. **Bioaugmentación:** Consiste en la adición de poblaciones microbianas exógenas con el fin de aumentar la velocidad de la biodegradación de los contaminantes y optimizar la remediación (Atlas, 1995; González-Rojas, 2011). Se añaden microorganismos al medio ambiente natural debido a que las poblaciones microbianas indígenas no son capaces de degradar la amplia gama de sustratos presentes en mezclas complejas como el petróleo (Atlas, 1995). Además, esta metodología es eficaz para proteger a las comunidades bacterianas indígenas de los efectos tóxicos de los metales pesados en los suelos, mediante la inoculación de bacterias de elevada resistencia a la toxicidad debida a estos elementos (Ortiz Bernad et al., 2007).

1.4.6 Empleo de compost e inóculos para la recuperación de suelos contaminados con hidrocarburos petrolíferos

Numerosos estudios se han realizado sobre la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos de petróleo empleando comunidades de microorganismos en combinación con la adición de compost. A continuación se citan brevemente algunas de las investigaciones:

- Lee et al. (2008), utilizaron compost a base de serrín, heno y estiércol de cerdo, logrando reducir los niveles de hidrocarburos pesados en el suelo entre 18–40%, como resultado de una mayor actividad microbiana.
- Lladó et al. (2013) encontraron que la velocidad de degradación de los PAH de alto peso molecular aumenta al emplear un sustrato lignocelulósico proveniente de la mezcla de salvado y paja de trigo.
- Nwaichi et al. (2011) consiguieron reducir la fitotoxicidad al eliminar del suelo hidrocarburos (PAH y BTEX) empleando gallinaza y *Centrosema pubescens Benth.*
- Abubakar y Abubakar (2015) en un estudio comparativo, determinaron que el proceso de biorremediación fue más efectivo al aplicar al suelo materia orgánica procedente de gallinaza y estiércol de vaca.
- Adams et al. (2014) consiguieron una eficiencia de cerca del 80% para degradar TPH del suelo, empleando estiércol de vaca que contiene interesantes cantidades de microorganismos degradadores de hidrocarburos.
- En un estudio de recuperación de tres PAHs, realizado en el suelo de Acolman (México) adicionando estiércol de vaca o con vermicompost, después de 100 días se detectó menos del 3% del fenantreno, menos del 8,5% y 22% de benzo (a) pireno (Álvarez-Bernal et al., 2006).
- La adición del compost basado en residuos de la industria de hongos *Pleurotus pulmonarius*, logró reducir significativamente las toxicidades del suelo contaminado con 200 mg de PAH kg⁻¹, consiguiendo la completa eliminación en apenas dos días de naftaleno, fenantreno, benzo [a] pireno y benzo [g, h, i] perileno. El consumo de composts por parte de los microorganismos fue del 5%, lo que demuestra el potencial de emplear este tipo de compost en biorremediación *ex situ* (Lau et al., 2003).
- Potter et al. (1999) en un estudio de degradación de hidrocarburos aromáticos polinucleares realizado en un suelo contaminado consiguieron disminuir entre 35-55% la concentración de los

PAHs con hasta cuatro anillos en su estructura, en un período de 12 semanas, mediante la adición de enmiendas basadas en nutrientes estándar más estiércol de vaca.

- Kim et al. (2015) encontraron que la concentración de TPH en el suelo disminuyó al aumentar la tasa de aplicación de compost, obteniendo la mayor eficiencia de degradación para una tasa de 30 Mg de compost por hectárea.
- Namkoong et al. (2002) observaron que la degradación del diésel mejora significativamente al agregar lodos de alcantarillado o compost para complementar la materia orgánica del suelo contaminado, logrando las mayores tasas de degradación de TPH y *n*-alcanos al emplear una proporción de 1:0,5 de suelo contaminado a compost.
- Vouillamoz y Milke (2001) encontraron que el compost ayuda a reducir el impacto del diésel sobre el crecimiento de la hierba al aumentar su degradación en el suelo, provocando una disminución de hasta 200 mg TPH / kg suelo. De este modo, la adición de compost combinada con la siembra de pastos es una opción válida para el tratamiento de suelos contaminados con petróleo.
- Adekunle (2011) estudió la eficiencia del compost basado en desechos orgánicos municipales para la degradación de los TPH en suelos contaminados con productos derivados del petróleo (petróleo crudo, diésel y aceite de motor gastado). Los resultados mostraron aumento del pH y de la conductividad eléctrica, reducción de los TPH entre 40% y 76%, y disminución de la toxicidad para la germinación de las semillas del 100% al 16%..
- Los hongos, en su mayoría basidiomicetos, son uno de los degradadores más potentes de la naturaleza, que secretan enzimas extracelulares fuertes. Los hongos de la podredumbre blanca se han utilizado para la degradación de los hidrocarburos del petróleo (Adenipekun et al., 2012).
- Saroj y Keerti (2013) en su investigación para aislar e identificar microorganismos que degradan los hidrocarburos del suelo, aislaron bacterias y hongos de diferentes hábitats contaminados con petróleo, y obtuvieron catorce bacterias del género *Pseudomonas sp.* y nueve hongos, que degradaron el naftaleno en 7 días.
- Tahhan et al. (2011) aplicaron consorcios bacterianos compuestos de degradadores de alcanos y de PAHs a los microcosmos contaminados con lodo aceitoso, logrando la eliminación total de TPH del suelo en más del 30%.
- Wu et al. (2016) evaluaron el impacto de la bioaugmentación con *Acinetobacter* SZ-1 cepa KF453955 en la eficiencia de degradación de hidrocarburos de petróleo, y obtuvieron después de seis semanas de incubación un 38% de degradación de los TPH.
- Ueno et al. (2006) estudiaron la degradación de los *n*-alcanos en el aceite diésel mediante *Pseudomonas aeruginosa*, cepa WatG (WatG), alcanzando en una semana de incubación niveles de degradación de los hidrocarburos totales de petróleo de 51% y 46%, en suelos esterilizados y no esterilizados, respectivamente. Esta degradación fue acompañada por la producción de ramnolípidos.
- Sanjeet et al. (2004) estudiaron la bioaugmentación de suelo contaminado con petróleo crudo con una cepa degradante de hidrocarburos de *Acinetobacter baumannii* S30, y consiguieron una reducción de los niveles de TPH desde 89,3 a 53,9 g / kg de suelo en un período de incubación de 90 días.

- Ma et al. (2015) estudiaron una estrategia de bioaumentación altamente eficiente para suelos altamente contaminados con petróleo crudo (50.000 mg kg⁻¹), inoculando inicialmente con *Bacillus subtilis* y reinoculando después de 100 días con *Bacillus subtilis*, *Acremonium sp* o una mezcla de ambos. Luego de un período de incubación de 180 días encontraron una eliminación de hidrocarburos totales de petróleo de 60,1, 71,3 y 74,2 respectivamente.

Los microorganismos no pueden degradar ni destruir los metales, pero interaccionan con ellos para neutralizarlos mediante mecanismos de oxidación, reducción, metilación, dimetilación, formación de complejos, biosorción y acumulación intracelular, controlando la movilización o inmovilización de los metales en el suelo (Ortiz Bernad et al., 2007). Se han llevado a cabo varias investigaciones para estudiar el efecto del compost sobre los metales pesados, algunas de las cuales se mencionan a continuación:

- El pH del suelo aumenta cuando se aplica compost disminuyendo la solubilidad de los metales pesados, consiguiendo reducir los efectos dañinos sobre los organismos receptores (Lee et al., 2009).
- Van Herwijnen et al. (2007) encontraron que el uso de compost de residuos verdes reduce los lixiviados de Cd y Zn en un 48%, mientras que el compost a base de lodos residuales redujo significativamente las concentraciones de Cd, Cu, Pb o Zn en plantas.
- Tandy et al. (2009) encontraron que la simple adición de compost maduro al suelo contaminado produce cambios significativos en la disponibilidad de Cu, Pb, Zn y As, resultado similar al obtenido con el co-compostaje del suelo contaminado con residuos orgánicos.
- Soares et al. (2015) emplearon compost de residuos de cáscara de huevo con el cual lograron reducir la fracción móvil de Pb y Zn en más del 95% gracias a la elevación del pH del suelo.
- Albuquerque et al. (2011) probaron compost a base de alperujo (principal subproducto de la extracción del aceite de oliva) sobre suelos ácidos y neutros, produciéndose la inmovilización de Mn y Zn en el suelo ácido.

Las diferentes investigaciones realizadas muestran que es posible remediar los suelos contaminados con petróleo e inmovilizar los metales pesados usando compost elaborados con diferentes residuos vegetales y la adición de inóculos. Sin embargo, no se ha encontrado información sobre el empleo de compost a base de residuos de la industria florícola para la biorremediación de suelos contaminados por petróleo.

2. OBJETIVOS



2. OBJETIVOS

En Ecuador, el desarrollo de la gestión, tratamiento y valorización de los residuos orgánicos agroindustriales precisa de apropiadas políticas del gobierno que vinculen los aspectos cultural, ambiental, social y económico. Los residuos orgánicos de las industrias florícola y avícola de la provincia de Chimborazo han sido estudiados en esta investigación, empleando el proceso de compostaje como técnica de tratamiento y valorización agrícola de los compost obtenidos. Así, el objetivo general de esta tesis doctoral es **la gestión sostenible de los residuos florícolas y avícolas generados en la provincia de Chimborazo (Ecuador) mediante su co-compostaje, así como el uso de los compost obtenidos con propósitos agrícolas y para la biorremediación de suelos contaminados.**

Se propusieron los siguientes objetivos específicos, planteados en las tres publicaciones que se utilizarán para la Defensa de la Tesis Doctoral:

- Estudiar la viabilidad del reciclaje de los residuos de flores mediante su co-compostaje con estiércoles de aves y serrín para obtener enmiendas orgánicas con potencial uso en la industria de plantas ornamentales, considerando los aspectos agronómicos y económicos de los compost obtenidos.
- Determinar la producción, calidad y rentabilidad económica de la producción de flores cortadas de *Rosa* sp. cv. Freedom cultivadas en condiciones comerciales de invernadero, cuando se usan compost de residuos de flores como enmiendas orgánicas, con o sin fertirrigación.
- Evaluar la biorremediación de suelos contaminados por petróleo empleando diferentes enmiendas orgánicas e inóculos bacterianos solos o combinados.

3. PUBLICACIONES



3.1 Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: agronomic and economic assessment of composts

Julio Idrovo-Novillo, Irene Gavilanes-Terán, M^a Angeles Bustamante, Concepción Paredes

Process Safety and Environmental Protection, 116: 388-395 (2018)

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.03.012>



Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: agronomic and economic assessment of composts

Julio Idrovo-Novillo^a, Irene Gavilanes-Terán^a, M^a Angeles Bustamante^b, Concepción Paredes^{b,*}

^aFaculty of Science, Polytechnic School of Chimborazo, EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador

^bDepartment of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel km. 3.2, 03312-Orihuela (Alicante), Spain.

*Corresponding author e-mail address: c.paredes@umh.es

Abstract

In this experiment, three piles were elaborated with rose waste (RW), sawdust (S), and different manures - broiler chicken manure (BCM), hen manure (HM), and quail manure (QM) - and were composted by windrow composting. Parameters associated with the degradation and humification of organic matter (OM) during composting and with the agronomic and economic value of the final composts were determined. All piles had temperatures > 55 °C for more than two weeks, ensuring compost sanitization. OM degradation was greater and faster in the pile with QM. This pile had the lowest water-soluble polyphenol content. Principal component analysis indicated that the use of BCM augmented the OM humification during composting; this material also influenced the mineralization of the OM. In general, the composts obtained presented an adequate level of stability and maturity and an absence of phytotoxicity, and there were notable concentrations of OM and nutrients, especially nitrogen. In addition, all the composts had an economic value when their nutrient contents were assessed. Phosphorus was the fertilization unit with the greatest contribution to the total value of the composts. However, the use of BCM produced a compost with properties that made it more suitable as an organic amendment for rose growing.

Keywords:

Flower waste, Composting, Compost maturity, Plant nutrient, Organic amendment, Economic value

1. Introduction

The ornamental plant industry has a high socioeconomic impact in Ecuador. Rose exports grew 13% in economic terms and 25% in weight terms over the period from 2012 to 2016 (Banco Central del Ecuador, 2016). The most important markets were the United States of America, the European Union, and Russia (PROEQUADOR, 2016). In 2016, the area in which flowers were grown was 6,219 hectares, rose cultivation occupying about 5,486 hectares with a rose production of 3,805 million cut stems (INEC, 2016). The provinces with the highest production of roses are Pichincha, Cotopaxi, Azuay, Cañar, Carchi, Imbabura, Tungurahua, and Chimborazo (PROEQUADOR, 2016). The rose crop gives rise to an annual waste production of around 2,633 tonnes. This waste is composed mainly of wilted flowers, leaves, and stems. The legal disposal of these wastes is the responsibility of the company that grows the plants. However, regulations and guidelines are often disregarded and these wastes are often

eliminated by depositing them in unoccupied sites, with the visual impact that this entails, or by uncontrolled burning. This situation is mainly due to the fact that environmental legislation in Ecuador is very recent (Environmental Management Law, 1999) and the limited resources available in developing countries for waste management, such as appropriate knowledge and technology and financial capacity (Dedinec et al., 2015). Therefore, it is necessary to develop easy, environmentally-friendly technologies with easy and quick implementation - which serve as methods for recycling and returning the flow of wastes, to optimize the industrial production process of developing countries and their transition to a circular economy. The circular economy encourages the implementation of practices that close the production cycle, to enhance the efficiency of the use of resources, focusing particularly on waste of industrial origin, and thus achieve better economic results while limiting the environmental impacts of the use of raw materials (Ghisellini et al., 2016). The utilization of renewable resources and energy can help to satisfy the demand of the increasing population, globally, and diminish resource use - enabling many developing countries to grow economically and decrease poverty (Díaz, 2017).

In this context, flower waste could be treated and reinvested into the farming productive cycle as organic amendments. The soils used for rose growing must be rich in organic matter (OM), to ensure proper plant nutrition and adequate physical characteristics of the soil (permeability, aeration, porosity, etc.). In general, stable organic amendments are employed, such as well-decomposed cow manure, peat, rice straw, and palm fiber. The stability of these amendments should ensure a low soil concentration of ammonia, which results from the mineralization of organic nitrogen and raises the soil pH (Ferrer & Salvador, 1986). An increase in the soil pH can reduce the availability of micronutrients, and this, especially in the case of rose cultivation, can easily lead to leaf chlorosis (Ehret et al., 2005).

Flower wastes have a low pH and a high content of OM, as well as notable plant nutrient concentrations (N, K, Ca, Mg, and Fe) (Gavilanes-Terán et al., 2015). Therefore, the production of stable organic amendments from flower wastes by the use of composting technologies could optimize rose production and the transition to an economic recycling process within this industry. Composting is considered an appropriate method of waste treatment in low-income countries, because of its low cost and environmental impact (Lim et al., 2016). However, vegetable wastes cannot be composted alone, because of their high moisture contents, low C/N ratios, and high lignin fiber contents, which hinder the microbial biodegradation of these residues during the composting process. Therefore, to initiate the composting process of vegetable residues it is necessary to include a source of microorganisms and readily available carbon and nitrogen, such as manure. The use of poultry manure for the co-composting of plant wastes has been reported by several authors. Gavilanes-Terán et al. (2016) used laying hen manure as a source of easily degradable carbon and microorganisms for the co-composting of horticultural wastes. In addition, sawdust was added to get an initial value of the C/N ratio within the recommended range (25-35) for composting. Paredes et al. (2000) studied the co-composting of cotton waste with poultry manure and olive mill wastewater, paying special attention to the OM and nitrogen evolution. The study of the evolution of different physico-chemical, chemical, and biological parameters during exhausted grape marc co-composting with poultry manure, and the evaluation of the stability and maturity of the final compost, was carried out by Bustamante et al. (2008). Also, the composting efficiency and final compost quality have been studied during the co-composting of different vegetable wastes (rice straw, sawdust, wheat straw, and dry grass) with poultry manure (Leconte et al., 2009; Petric et al., 2009; Young et al., 2016). Wang et al. (2014) pre-

composted and subsequently vermicomposted reed straw with duck manure, studying the evolution of greenhouse gas and ammonia emissions during the process. Onursal and Ekinci (2015 and 2016) determined the possibilities for the co-composting of rose oil processing waste with the manure of caged laying hens as a management option for these wastes, identifying the effects of different carbon sources (straw or sawdust) and different C/N ratios on the co-composting in terms of OM decomposition, dry matter loss, and energy use of the aeration system.

Hence, based on the above-mentioned considerations, the objective of this study was to assess the co-composting of flower wastes, with different poultry manures and sawdust, as a treatment to obtain organic soil amendments for the ornamental plant industry, considering agronomic and economic aspects of the final composts.

2. Materials and methods

2.1 Composting performance

The composting experiment was conducted at the installations of the flower-growing company White River Roses (Río Blanco (Penipe) – Ecuador), with the preparation of three composting piles. These piles were made with rose waste (RW), sawdust (S), and three different manures: broiler chicken manure - with rice straw, as bedding material - (BCM), hen manure (HM), and quail manure (QM). Table 1 shows the composition of these wastes and their proportions in the piles elaborated, on a fresh weight basis.

Indoor composting was carried out with piles of approximately 2000 kg, using the mechanical aeration composting system. Each pile was turned over on seven occasions (see Figure 1), using a front-end-loader tractor, to reduce the compaction and to augment the homogeneity and re-inoculation of the substrates. In each pile, the temperature was measured using a portable temperature probe, in five different points at a depth of 30 cm from the top. The temperature was recorded daily and the value was the average of the five readings. The active phase was considered to have ended when the temperature of the mixtures was close to ambient and re-heating did not take place (150 days). At this time, the mechanical aeration was stopped and the composts were matured in these conditions for two months. The moisture content was > 40% during all the process, due to the weekly addition of the appropriate amount of water. The water was distributed evenly throughout each pile using a sprinkler system. Collection of the leachates and their reincorporation into the piles were not carried out. In all piles, five samples were collected during the bio-oxidative phase and one at the end of maturation. Each sample was air-dried and ground to 0.5 mm for the analysis of different parameters.

Table 1

Analysis of the starting materials - rose wastes (RW), sawdust (S), broiler chicken manure (BCM), hen manure (HM), and quail manure (QM) (dry weight basis) - and their proportions in the piles elaborated (% on a fresh weight basis).

	RW	S	BCM	HM	QM
Dry matter (%)	34.2 ± 0.01	63.6 ± 0.01	72.5 ± 0.01	43.8 ± 0.01	53.3 ± 0.01
pH	6.5 ± 0.01	5.7 ± 0.01	7.1 ± 0.01	8.2 ± 0.01	8.6 ± 0.01
EC (dS m ⁻¹)	3.16 ± 0.05	0.89 ± 0.07	4.67 ± 0.11	8.08 ± 0.09	5.01 ± 0.02
OM (%)	82.0 ± 0.8	98.8 ± 0.4	69.2 ± 0.1	38.0 ± 0.1	34.8 ± 0.4
C _{org} (%)	45.3 ± 0.9	51.4 ± 0.1	37.0 ± 0.2	23.7 ± 0.5	21.4 ± 0.1
N _t (%)	2.16 ± 0.07	0.18 ± 0.01	2.50 ± 0.03	2.33 ± 0.05	1.63 ± 0.04
C _{org} /N _t	21.0 ± 0.3	285.7 ± 1.8	14.8 ± 0.3	10.2 ± 0.1	13.2 ± 0.4
P (g kg ⁻¹)	2.47 ± 0.03	0.51 ± 0.02	9.23 ± 0.22	14.56 ± 0.19	14.91 ± 0.09
Na (g kg ⁻¹)	0.83 ± 0.01	0.20 ± 0.01	5.33 ± 0.26	10.56 ± 0.18	5.89 ± 0.01
K (g kg ⁻¹)	19.8 ± 0.9	0.7 ± 0.1	20.2 ± 0.7	38.4 ± 1.0	26.5 ± 0.9
Pile 1	50	35	15	0	0
Pile 2	50	35	0	15	0
Pile 3	50	35	0	0	15

EC: electrical conductivity; OM: organic matter; C_{org}: total organic carbon; N_t: total nitrogen. Values reported as mean ± standard error.

2.2 Economic assessment of the nutrients contained in the final composts

The economic value of the nutrients contained in the composts was calculated from the prices of different mineral fertilizers used in the nutrient solution for the rose crop - such as diammonium phosphate (DAP), potassium chloride (muriate of potash) (KCl), and urea (Ferrer & Salvador, 1986). The average values of these fertilizers, considering their prices from January to April as provided by SINAGAP (2017), were 380.25, 599.70, and 413.30 US dollar/tonne, respectively, for urea, DAP, and KCl. These data allowed the calculation of the value of 100 kg of each compound (N, P₂O₅, and K₂O), and the average values of the fertilizing units of N, P₂O₅, and K₂O were calculated as 8.27, 29.63, and 8.30 US dollar/tonne, respectively, as reported by Jara-Samaniego et al. (2017). On this basis, an economic value was allotted to the nutrients within the composts, considering a moisture content of 35% in all the composts (the minimum moisture level recommended for soil amendments used in the production of ornamental crops in ground nursery beds by the US Composting Council (2001).

2.3 Analytical methods

For the raw materials and the samples of compost the electrical conductivity (EC) and pH were determined in a 1:10 (w/v) aqueous extract. The dry matter content was determined gravimetrically after 12 h at 105°C. The OM was calculated from the loss-on-ignition after 24 h at 430°C (Navarro et al., 1993). Automatic microanalysis was used to determine the total nitrogen (N_t) and organic carbon

(C_{org}) (Navarro et al., 1991). This technique was also employed for the analysis of the water-soluble organic carbon (C_w), 0.1 M NaOH-extractable organic carbon (C_{ex}), and fulvic acid-like carbon (C_{fa}); the latter carbon fraction was obtained from the NaOH extract after precipitating the humic acid-like carbon (C_{ha}) at pH 2.0 (Sánchez-Monedero et al., 1996). The C_{ha} and humification index (HI) were calculated as ($C_{ex} - C_{fa}$) and (C_{ha}/C_{org}) x 100, respectively (Roletto et al., 1985). The cation exchange capacity (CEC) was estimated using the $BaCl_2$ -triethanolamine protocol of Lax et al. (1986). The modified Folin-Ciocalteu method was used to measure the water-soluble polyphenols in 1:20 (w/v) water extracts (Beltrán et al., 1999). The germination index (GI), as an estimation of phytotoxicity, was measured according to Zucconi et al. (1981). In the $HNO_3/HClO_4$ mineralization extract, P was determined colorimetrically as molybdovanadate phosphoric acid, while macro and micronutrients, Na, and heavy metals were analyzed by inductively coupled plasma mass spectrophotometry. The percentage loss of OM was estimated using the following equation, where X_1 and X_2 are the initial and final ash contents, respectively (Paredes et al., 2000):

$$OM \text{ loss (\%)} = 100 - 100 [X_1 (100 - X_2)] / [(X_2 (100 - X_1))]$$

2.4 Statistical analysis

In all piles, the OM loss during composting was fitted to a first-order kinetic function (Haugh, 1993), using the Sigmaplot 10.0 computer program (Systat Software Inc. San Jose, California, USA). The following equation was employed to calculate this parameter:

$$OM \text{ loss (\%)} = A (1 - e^{-kt});$$

in which A is the maximum degradation of OM (%), k the rate constant (d^{-1}), and t the composting time (d). The comparison of the fits of different functions and the statistical significance of curve fitting were estimated by the RMS and F-values.

The following statistical analyses were performed by the statistical software package SPSS v. 24.0 (IBM Software, Armonk, New York, USA). The least significant difference (LSD) test, at $P < 0.05$, was used to calculate the significances of differences among the mean values of each parameter studied for each pile during composting. Principal component analysis (PCA) was performed to interpret the relationship between the variables studied and between the different samples of each pile. The new, calculated variables were called "principal components" (PCs). The PCA was carried out using the mean values of three replicates for each parameter. The PCs chosen were enough to explain more than 80% of the observed variance. The differences in agronomic value among the final composts were calculated by one-way analysis of variance (ANOVA), at the 5% significance level. The Tukey-b test was used to perform the separation of the mean values.

3. Results and discussion

3.1 Temperature development during composting

The temperature profiles were similar in all piles, with increases at the beginning of the process and after each mechanical turning (Fig. 1). The thermophilic phase lasted for approximately 138, 125, and 120 days in piles 1, 2, and 3, respectively, with an average maximum temperature of 55.0-56.6°C, pile 1 reaching the highest maximum temperature (70.5°C). Onursal and Ekinci (2015 and 2016) also observed high temperatures (> 50°C) during the co-composting of rose oil processing waste with the manure of caged laying hens and straw or sawdust. Also, the development of high temperatures during the composting of vegetable wastes with poultry manures has been reported by different authors (Leconte et al., 2009; Petric et al., 2009; Wang et al., 2014; Gavilanes-Terán et al., 2016; Young et al., 2016). The content of easily-degradable C_w possibly determined the length of the thermophilic phase - which was longer in pile 1, having a higher content of C_w , than in piles 2 and 3 (Table 2). Leconte et al. (2009) also found that the availability of easily-degradable C regulated the thermophilic phase during the composting of poultry manure with rice hulls and/or sawdust. The temperatures in the studied piles exceeded the critical temperature for the reduction of pathogens (> 55°C) shortly after the beginning of this experiment, being maintained for more than two weeks. Moreover, a minimum of five turnings of the piles were carried out during the period of high temperatures. This indicates that the EPA requirements for biosolid compost sanitation were satisfied in all piles (EPA, 2003). After 17-20 weeks of composting, the temperature declined progressively in all piles to reach the cooling phase, and it continued to decrease until the end of the bio-oxidative stage. The mechanical aeration was stopped, and the curing phase started, when the temperature of the piles was close to ambient.

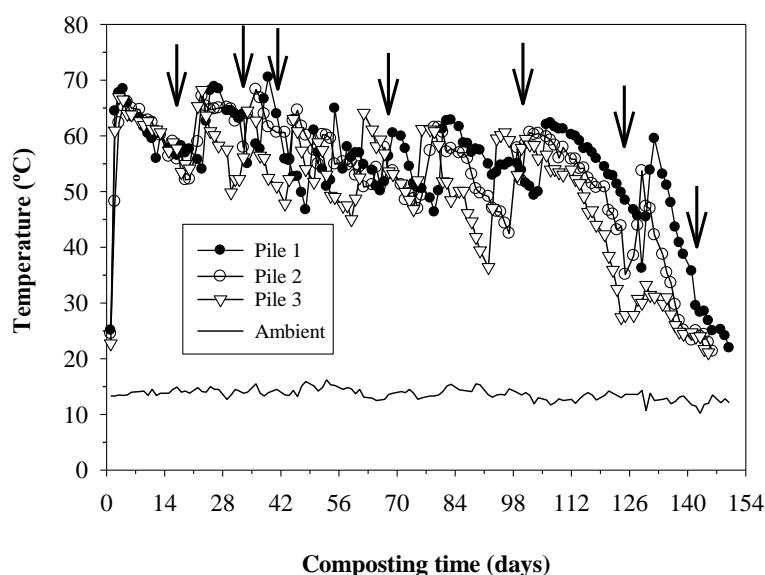


Fig. 1. Ambient temperature and the evolution of the temperature during the composting process of piles 1 [rose wastes+broiler chicken manure+sawdust], 2 [rose wastes+hen manure+sawdust], and 3 [rose wastes+quail manure+sawdust]. The arrows indicate the days of the turnings.

3.2 Evaluation of organic matter degradation, humification, and the germination index during composting

In all piles, the pH values increased during the process (Table 2), as a consequence of the degradation of acidic compounds and organic nitrogen - with NH₃ formation - carried out by the microorganisms of the process (Paredes et al., 2000). In piles 2 and 3, the watering of the mixtures during the composting caused the leaching of salts and with it the reduction of the EC values (Table 2). However, the EC increased during composting in pile 1, possibly because its water retention capacity was increased by the bedding material contained in the broiler chicken manure used in this pile.

Table 2

Physicochemical properties of the piles during composting (dry weight basis).

Composting time (days)	pH	EC (dS m ⁻¹)	OM (%)	C _{org} /N _t	N _t (%)	C _w (%)	Polyphenols (mg kg ⁻¹)
<i>Pile 1: rose wastes + broiler chicken manure + sawdust</i>							
0	7.0 ± 0.1	2.42 ± 0.05	87.0 ± 0.6	29.6 ± 0.9	1.49 ± 0.04	3.08 ± 0.02	5,753 ± 18
46	7.9 ± 0.1	3.07 ± 0.03	80.5 ± 1.0	18.2 ± 0.1	2.32 ± 0.02	3.35 ± 0.03	4,189 ± 7
103	8.5 ± 0.1	2.97 ± 0.07	67.7 ± 0.7	16.6 ± 0.3	2.50 ± 0.02	2.43 ± 0.02	3,861 ± 8
140	8.4 ± 0.1	3.24 ± 0.04	63.8 ± 0.6	13.4 ± 0.3	2.64 ± 0.09	2.06 ± 0.04	1,440 ± 13
149	8.4 ± 0.1	3.10 ± 0.03	62.0 ± 0.7	13.1 ± 0.1	2.82 ± 0.06	2.19 ± 0.02	1,607 ± 7
mature	8.4 ± 0.1	2.99 ± 0.04	57.5 ± 0.5	11.5 ± 0.3	2.67 ± 0.02	1.77 ± 0.01	1,386 ± 14
LSD	0.2	0.14	2.2	1.3	0.15	0.07	86
<i>Pile 2: rose wastes + hen manure + sawdust</i>							
0	7.2 ± 0.1	3.59 ± 0.05	81.0 ± 0.1	41.4 ± 0.9	1.14 ± 0.02	2.13 ± 0.02	4,599 ± 8
43	8.0 ± 0.1	3.54 ± 0.04	72.5 ± 0.7	19.7 ± 0.5	2.00 ± 0.08	2.20 ± 0.02	2,939 ± 9
96	8.3 ± 0.1	2.86 ± 0.07	65.0 ± 0.9	18.2 ± 0.4	2.00 ± 0.03	1.85 ± 0.02	1,677 ± 17
137	8.4 ± 0.1	2.75 ± 0.02	50.5 ± 0.3	15.0 ± 0.3	2.33 ± 0.03	1.82 ± 0.02	1,234 ± 13
146	8.4 ± 0.1	2.76 ± 0.02	55.6 ± 1.2	12.7 ± 0.1	2.70 ± 0.04	1.67 ± 0.01	941 ± 12
mature	8.2 ± 0.1	2.99 ± 0.02	54.6 ± 0.4	11.4 ± 0.1	2.80 ± 0.02	1.67 ± 0.02	960 ± 10
LSD	0.2	0.12	3.7	1.5	0.14	0.06	96
<i>Pile 3: rose wastes + quail manure + sawdust</i>							
0	7.4 ± 0.1	2.73 ± 0.03	79.4 ± 1.1	39.1 ± 0.4	1.05 ± 0.03	2.03 ± 0.02	4,060 ± 16
42	7.8 ± 0.1	3.21 ± 0.02	70.3 ± 0.5	21.8 ± 0.2	1.93 ± 0.02	2.08 ± 0.02	2,267 ± 17
74	8.2 ± 0.1	2.28 ± 0.02	46.4 ± 1.2	16.2 ± 0.3	1.86 ± 0.01	1.77 ± 0.07	1,510 ± 12
123	8.3 ± 0.1	2.49 ± 0.02	47.4 ± 0.3	14.1 ± 0.1	2.17 ± 0.02	1.39 ± 0.02	1,508 ± 10
145	8.2 ± 0.1	2.73 ± 0.05	38.7 ± 0.4	13.4 ± 0.1	2.17 ± 0.04	1.46 ± 0.02	541 ± 10
mature	8.2 ± 0.1	2.12 ± 0.03	42.3 ± 1.3	11.8 ± 0.1	1.99 ± 0.02	1.00 ± 0.04	451 ± 3
LSD	0.2	0.09	3.6	0.7	0.07	0.11	99

C_w: water-soluble organic carbon; LSD: least significant difference at P < 0.05; for other abbreviations see Table 1. Values reported as mean ± standard error.

The OM content decreased over time, from 87.0, 79.4, and 81.0% to 57.5, 54.6, and 42.3% in piles 1, 2, and 3, respectively (Table 2). In all piles, 72 to 81% of the OM was lost during the bio-oxidative phase (Fig. 2) and the losses were low during maturation.

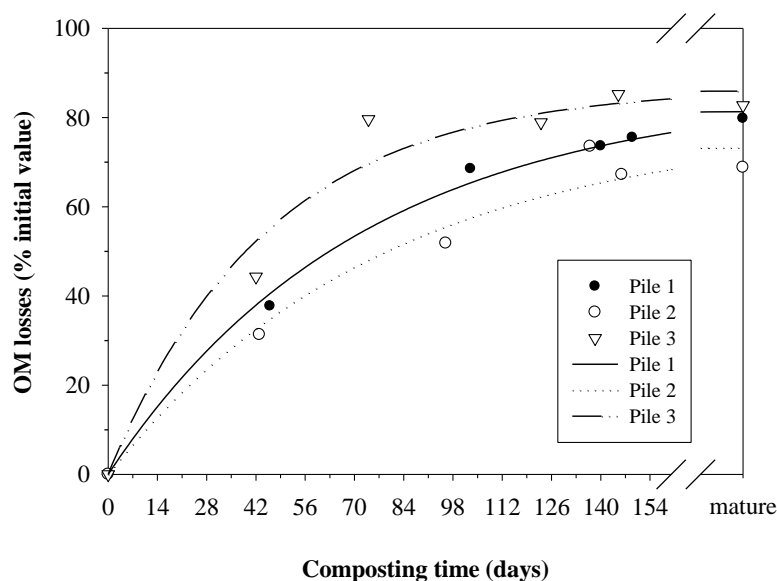


Fig. 2. Loss of organic matter (OM) during the composting process of piles 1 [rose wastes+broiler chicken manure+sawdust], 2 [rose wastes+hen manure+sawdust], and 3 [rose wastes+quail manure+sawdust] (lines represent curve fitting).

This relative stability of the piles after the bio-oxidative phase has been reported also by Paredes et al. (2000), Bustamante et al. (2008), and Gavilanes-Terán et al. (2016) for the composting of poultry manure with vegetable waste: cotton waste, exhausted grape marc, and horticultural wastes, respectively. The OM loss during composting was fitted to a first-order kinetic equation, $OM\ loss = A(1 - e^{-kt})$, giving the following parameter values (standard deviation in brackets, SEE: standard error of estimate, and ***: significant at $P < 0.001$):

Pile 1: $A = 86.0$ (2.9), $k = 0.0138$ (0.0014), $RMS = 0.9948$, $F = 956.16^{***}$, $SEE = 2.25$

Pile 2: $A = 78.6$ (8.2), $k = 0.0128$ (0.0034), $RMS = 0.9657$, $F = 141.66^{***}$, $SEE = 5.27$

Pile 3: $A = 86.8$ (5.6), $k = 0.0220$ (0.0051), $RMS = 0.9606$, $F = 122.80^{***}$, $SEE = 6.72$

The A values obtained were, in general, above the ranges (54.5-83.8%) found by different authors for the composting of vegetable waste with poultry manure (Paredes et al., 2000; Bustamante et al., 2008; Gavilanes-Terán et al., 2016). However, the k values of the piles were within the range of values (0.0085-0.0598 days⁻¹) found by the above-mentioned authors. The pile with quail manure presented the highest values of the maximum OM degradation (A) and the OM degradation rate (k and the product of $A \times k$); this mixture also had the lowest water-soluble polyphenol content (Table 2). This could indicate the presence of thermally-stable polyphenols in piles 1 and 2, responsible for a slowdown of the process and lower OM degradation (Volf et al., 2014).

In all piles, the C_{org} content diminished during composting (data not shown), while that of N_t significantly augmented over time (Table 2), from initial values of 1.49, 1.05, and 1.14% to final ones of 2.67, 2.80, and 1.99% for piles 1, 2, and 3, respectively. Therefore, the C/N ratio decreased

throughout the process, reaching values < 12 after the maturity stage. This behavior of these parameters was also found by Paredes et al. (2000), Bustamante et al. (2008), Leconte et al. (2009), and Wang et al. (2014) in different experiments of composting using plant wastes and poultry manure.

In piles 2 and 3, the C_w concentration fell over time (Table 2) due to the high content of readily biodegradable organic compounds in this OM pool. However, in pile 1 C_w increased throughout the thermophilic stage, from 3.08% to 3.35%, and then decreased to values of around 2%. This peak of C_w could be attributed to biodegradation of the cellulose and hemicellulose of the bedding material contained in the broiler chicken manure used in pile 1, while the posterior decrease indicates that microorganisms used the resulting compounds as a source of energy (Leconte et al., 2009).

Flower wastes have a high content of water-soluble polyphenols in comparison to other agricultural wastes of vegetable origin (Gavilanes-Terán et al., 2015). Several composting experiments have linked phytotoxicity to water-soluble polyphenols (Alburquerque et al., 2006; Bustamante et al., 2008; Gavilanes-Terán et al., 2016). In this experiment, the concentration of these compounds declined significantly over time, in all piles (Table 2). The decrease was notable during the thermophilic phase (the polyphenol content had decreased by 75, 73, and 63% at the end of the thermophilic phase in piles 1, 2, and 3, respectively) because of the ability of the thermophilic biota to degrade such compounds (Rigane et al., 2015). At the end of the composting process, the total loss of polyphenols was 76, 79, and 89% in piles 1, 2, and 3, respectively - representing a high detoxification of the composting materials. However, it is noteworthy that the total loss of polyphenols in piles 1 and 2 was lower than in pile 3, possibly due to the presence of thermally-stable polyphenols in the former piles, as mentioned above.

During composting, the values of parameters related to OM humification - such as HI, C_{ha}/C_{fa} , CEC, and CEC/C_{org} - increased (Table 3). In all piles, the progression of humification has been shown by the transformation of simple organic molecules into more-complex structures, like humic acids, and the formation of carboxyl and/or hydroxyphenolic functional groups that possess a CEC (Bernal et al., 2017), over time.

Phytotoxicity is a very-useful decisive criterion for assessing whether organic materials are appropriate for agricultural use (Zucconi et al. 1981). All piles had a significant increase in the GI as composting progressed (Table 3), reaching percentages above the minimum value established ($GI > 50\%$) by Zucconi et al. (1981) to indicate the absence of phytotoxicity in composts. It is likely that such rises in the GI were connected to the declining abundance of compounds with a phytotoxic nature: ammonium and water-soluble phenols (Alburquerque et al., 2006).

Table 3

Humification indexes and germination index (GI) of the piles during composting (dry weight basis).

Composting time (days)	HI (%)	C _{ha} /C _{fa}	CEC (meq (100 g OM) ⁻¹)	CEC/C _{org} (meq g ⁻¹)	GI (%)
<i>Pile 1: rose wastes + broiler chicken manure + sawdust</i>					
0	6.1 ± 0.1	0.53 ± 0.01	33 ± 1	0.67 ± 0.01	0.0 ± 0.0
46	10.5 ± 0.2	1.21 ± 0.03	69 ± 1	1.32 ± 0.01	52.2 ± 2.3
103	10.6 ± 0.5	1.95 ± 0.17	92 ± 1	1.52 ± 0.01	48.2 ± 2.1
140	13.2 ± 0.5	2.13 ± 0.11	89 ± 1	1.61 ± 0.03	37.4 ± 1.4
149	12.4 ± 0.2	2.08 ± 0.01	101 ± 2	1.70 ± 0.03	58.8 ± 2.9
mature	16.3 ± 0.6	2.41 ± 0.03	151 ± 5	2.85 ± 0.10	71.0 ± 0.8
<i>LSD</i>	<i>1.2</i>	<i>0.27</i>	<i>8</i>	<i>0.14</i>	<i>5.7</i>
<i>Pile 2: rose wastes + hen manure + sawdust</i>					
0	5.5 ± 0.1	0.56 ± 0.03	41 ± 2	0.74 ± 0.04	19.1 ± 0.1
43	7.2 ± 0.3	0.87 ± 0.10	72 ± 4	1.34 ± 0.08	69.8 ± 0.6
96	8.4 ± 0.1	1.30 ± 0.08	85 ± 3	1.53 ± 0.05	80.8 ± 0.6
137	9.1 ± 0.1	1.39 ± 0.02	83 ± 1	1.20 ± 0.02	101.4 ± 1.8
146	11.1 ± 0.1	1.76 ± 0.17	90 ± 1	1.48 ± 0.01	91.4 ± 4.1
mature	12.3 ± 0.2	1.93 ± 0.02	97 ± 2	1.68 ± 0.03	86.1 ± 3.3
<i>LSD</i>	<i>0.5</i>	<i>0.27</i>	<i>7</i>	<i>0.14</i>	<i>7.8</i>
<i>Pile 3: rose wastes + quail manure + sawdust</i>					
0	4.7 ± 0.2	0.53 ± 0.02	25 ± 1	0.51 ± 0.02	39.6 ± 2.5
42	8.0 ± 0.3	1.11 ± 0.05	69 ± 4	1.11 ± 0.06	52.1 ± 2.4
74	11.3 ± 0.3	1.65 ± 0.14	97 ± 2	1.51 ± 0.03	68.5 ± 1.5
123	8.8 ± 0.3	1.46 ± 0.01	87 ± 1	1.35 ± 0.01	71.5 ± 3.1
145	11.4 ± 0.7	1.92 ± 0.09	111 ± 4	1.48 ± 0.05	69.5 ± 3.4
mature	13.5 ± 0.2	2.03 ± 0.01	127 ± 3	2.30 ± 0.06	59.7 ± 1.6
<i>LSD</i>	<i>1.2</i>	<i>0.22</i>	<i>8</i>	<i>0.13</i>	<i>7.1</i>

HI: humification index; C_{ha}/C_{fa}: humic acid-like C/fulvic acid-like C ratio; CEC: cation exchange capacity; for other abbreviations see Tables 1 and 2. Values reported as mean ± standard error.

Conjoint analysis of all parameters related to OM degradation and humification was performed by PC analysis. The model proposed using this statistical analysis was suitable, since the value obtained for the Kaiser–Meyer–Olkin measure of sampling adequacy (KMO) was higher than 0.5, the P-value was 0.000 in Bartlett’s test of sphericity, and none of these variables showed an extraction value < 0.5.

Selecting two PCs, the model was able to explain 77.8% of the variability, PC1 contributing 46.2% and PC2 31.6%. Significant variables for PC1 included HI, C_{ha}/C_{fa}, CEC, CEC/C_{org}, pH (all positively correlated), and C_{org}/N_t (negatively correlated) (Fig. 3). This factor grouped the properties of compost quality related to OM humification. In PC2, positively-correlated variables included water-soluble polyphenols, C_w, and OM, whereas GI was a negatively-correlated variable - showing that the phytotoxic effects of the composts will be higher with an increase in the values of the other

parameters, especially polyphenols. This factor grouped variables related to the mineralization and phytotoxicity of OM. The EC did not correlate with the variables included in the two main axes of explanations (PC1 and PC2); it was positioned in PC3, which was not significant.

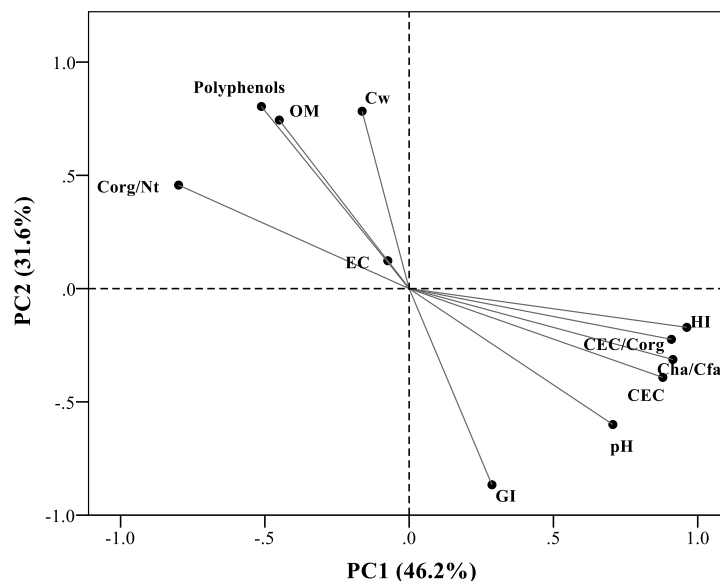


Fig. 3. Plot of the first and second principal components (PCs) extracted from PC analysis of the parameters studied during composting, in all piles (EC: electrical conductivity; OM: organic matter; C_{org}: total organic carbon; N_t: total nitrogen; C_w: water-soluble organic carbon; HI: humification index; C_{ha}/C_{fa}: humic acid-like C/fulvic acid-like C ratio; CEC: cation exchange capacity; GI: germination index). The parameters are separated along the PCs.

The plot of the PCs, resulting from the PC analysis, for the different days of the composting process of all piles is shown in Fig. 4. A clear differentiation of groups of objects was found based on the composting phase and the mixture. PC1 separated the sampling days, with positive loadings on this axis for the samples taken at the end of the bio-oxidative phase and from mature compost in piles 2 and 3 and for all samples, except the initial sampling, of pile 1. Pile 1 had higher values of the OM humification parameters grouped in this PC (Table 3), probably due to the improvement of the OM humification process induced by the rice straw bedding of BCM. Vargas-García et al. (2006) observed that the co-composting of pepper plant waste with rice straw and different microbial inocula produced humification levels higher than those obtained with other raw materials. In general, PC2 separated the composts based on the poultry manure used, with positive loadings on this axis for all samples of pile 1, elaborated using BCM. These results show that the use of BCM influenced the OM mineralization and humification during the composting of flower wastes.

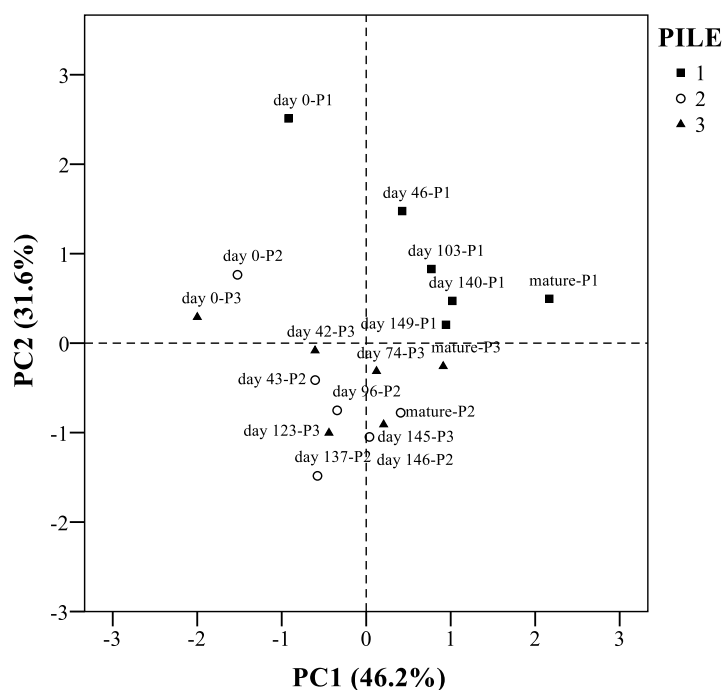


Fig. 4. Plot of the first and second principal components (PCs) extracted from PC analysis of the compost parameters studied from day 0 to maturity, during composting in piles 1 [rose wastes+broiler chicken manure+sawdust], 2 [rose wastes+hen manure+sawdust], and 3 [rose wastes+quail manure+sawdust]. The sampling times are separated along the PCs.

3.3 Agronomic value of the final composts

In Table 4 are shown the OM content and nutrient and heavy metal concentrations of the final composts. All composts reached alkaline pH values that did not differ significantly, being slightly above the range (5.5-8.0) suggested for soil amendment in the production of ornamental crops in ground nursery beds (US Composting Council, 2001). The EC values of composts 1 and 2 were higher than that of compost 3; however, no compost exceeded the limit of 3 dS m^{-1} established by the US Composting Council (2001) for ornamental crops in in-ground nurseries. Also, composts 1 and 2 had the highest OM contents and only these OM percentages were within the range recommended by the American guidelines, OM = 50-60%, for compost of municipal origin (US Composting Council, 2001). In relation to this result, composts 1 and 2 are more similar to the organic amendments currently used for rose cultivation. Materials with a high OM content (well-decomposed cow manure, peat, rice straw, palm fiber, etc.) are employed in this crop, since OM is applied to the soil annually to maintain a basal level of soil OM > 4% (Ferrer & Salvador, 1986).

The C_w level of the composts ranged from 1.00% to 1.77%, composts 1 and 3 having the highest and the lowest content, respectively (Table 4). All composts had C_w values close to or within the optimal range for mature composts ($C_w < 1.7\%$; Bernal et al., 2009). The final values of the C_{org}/N_t ratio (11.5, 11.4, and 11.8 in composts 1, 2, and 3, respectively) suggest that all composts were mature, because these values were < 20 (Bernal et al., 2009). The C_{ha} values were higher than those of C_{fa} in all composts, the C_{ha}/C_{fa} ratio being 2.41, 1.93, and 2.03 in composts 1, 2, and 3, respectively. These values exceed the limit ($C_{ha}/C_{fa} > 1$) proposed for a mature compost by Bernal et al. (2017). Also, all composts had HI

values close to or above the minimum reference value for mature compost (HI > 13%; Iglesias Jiménez and Pérez García, 1992). The CEC values were in the range 97-151 meq (100 g OM)⁻¹, indicating an acceptable degree of maturity (67 meq (100 g OM)⁻¹; Bernal et al., 2009). Compost 1 had the highest values of the parameters related to OM humification, showing greater polymerization of OM with aromatic characteristics and functional groups able to provide a CEC. These characteristics are sought in soil amendments used for rose growing, to ensure proper plant nutrition and adequate physical characteristics of the soil (Ferrer & Salvador, 1986).

Table 4

Organic matter content and nutrient and heavy metal concentrations of the mature composts (dry weight basis).

	Compost 1	Compost 2	Compost 3	F-ANOVA		US guidelines ^a
pH	8.4 ± 0.1	8.2 ± 0.1	8.2 ± 0.1	1.44	NS	5.5-8.0
EC (dS m ⁻¹)	2.99 b ± 0.04	2.99 b ± 0.02	2.12 a ± 0.03	239.02	***	< 3
OM (%)	57.5 b ± 0.5	54.6 b ± 0.4	42.3 a ± 1.2	69.32	***	50-60
C _w (%)	1.77 c ± 0.01	1.67 b ± 0.02	1.00 a ± 0.04	297.68	***	-
C _{org} /N _t	11.5 ± 0.3	11.4 ± 0.1	11.8 ± 0.1	1.66	NS	-
HI (%)	16.3 b ± 0.6	12.3 a ± 0.2	13.5 a ± 0.2	28.92	***	-
C _{ha} /C _{fa}	2.41 c ± 0.03	1.93 a ± 0.02	2.03 b ± 0.01	103.07	***	-
CEC (meq (100 g OM) ⁻¹)	151 c ± 6	97 a ± 2	127 b ± 3	48.08	***	-
<i>Macroelements (%)</i>						
N _t	2.67 b ± 0.02	2.80 c ± 0.02	1.99 a ± 0.02	540.68	***	≥ 1.0
P ₂ O ₅	1.58 a ± 0.05	2.37 b ± 0.02	1.62 a ± 0.02	181.82	***	≥ 2.3
Na	0.36 b ± 0.01	0.42 c ± 0.01	0.29 a ± 0.01	85.04	***	-
K ₂ O	2.68 b ± 0.11	2.48 b ± 0.07	1.78 a ± 0.02	42.30	***	-
<i>Microelements (mg kg⁻¹)</i>						
Fe	4,391 a ± 40	4,503 a ± 73	6,368 b ± 116	69.08	***	-
Mn	204 a ± 7	255 b ± 4	207 a ± 2	33.79	***	-
Cu	30 ± 1	32 ± 1	28 ± 0	4.49	NS	1,500
Zn	98 a ± 5	148 c ± 1	129 b ± 1	70.50	***	2,800
<i>Heavy metals (mg kg⁻¹)</i>						
Cr	12 a ± 0	14 b ± 0	19 c ± 1	117.00	***	1,200
Cd	0.21 ± 0.02	0.24 ± 0.01	0.20 ± 0.02	1.15	NS	39
Pb	0.08 ± 0.01	0.07 ± 0.00	0.08 ± 0.00	0.60	NS	300
Ni	15 a ± 1	15 a ± 0	21 b ± 0	108.00	***	420
Se	0.82 b ± 0.05	1.35 c ± 0.04	0.58 a ± 0.03	114.32	***	100
Hg	<0.05	<0.05	<0.05	-	-	17
As	1.10 ± 0.05	1.23 ± 0.03	1.11 ± 0.01	3.89	NS	41

For the abbreviations see Tables 1 and 3

^a According to US Composting Council (2001)

Values reported as mean ± standard error.

*** and NS: significant at P < 0.001 and not significant, respectively.

Values in a row followed by the same letter are not statistically different according to Tukey's b test at P<0.05.

In relation to the nutritional aspects, all three composts had N_t contents higher than the minimum reference value for various compost applications, according to the US Composting Council (2001), but only compost 2 had a P_2O_5 concentration within the preferred range for various compost applications (Table 4). In general, compost 2 presented the highest macronutrient and sodium concentrations. However, compost 1 had the highest N/P ratio (3.9, 2.7, and 2.8 in composts 1, 2, and 3, respectively), showing a greater balance of nutrients - since plants need more N than P (about 6–8 times more) (Leconte et al., 2009). The high Na content of compost 2 is a drawback that should be considered when calculating the rate of compost application to soil for rose cultivation. Cai et al. (2014) observed that elevated salt levels in the growing medium reduced shoot growth and flower number for different rose cultivars (Caldwell Pink, Marie Pavie, and The Fairy), these decreases being related to the increases in the leaf Na^+ concentrations.

Regarding the micronutrient content, Fe was more abundant in compost 3, while compost 2 had the highest Mn and Zn concentrations (Table 4). Among the mature composts, the Cu content did not differ significantly. In addition, the heavy metal contents of all composts were well below the maximum values established by the US Composting Council (2001).

3.4 Economic value associated with the compost nutrients

Table 5 shows the value for each nutrient in the composts elaborated (US dollar/tonne), considering the amount of N, P_2O_5 , and K_2O in each compost (Table 4), the value of the fertilizing units for urea, DAP, and KCl, and a moisture content of 35% in all the composts. The total combined value of the composts decreased in the following order: compost 2 > compost 1 > compost 3, mainly due to the greater content of P_2O_5 in compost 2 (Table 4). Regarding the nutrient contents, phosphorus contributed approximately 50-60% of the combined value of the composts. Compost nutrients are an alternative and economic source of macro and micro nutrients for rose cultivation, as well as reducing the supplementation requirements in fertigation. So, the use of compost amendments can reduce the costs in cut-rose production.

Table 5

Economic value of the composts obtained, based on the nutrient content (US dollar/tonne) (N, P_2O_5 , and K_2O).

Nutrient ^a	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Average
N	14.35 ± 0.10	15.04 ± 0.12	10.69 ± 0.08	13.36
P_2O_5	30.43 ± 1.00	45.64 ± 0.30	31.20 ± 0.33	35.76
K_2O	14.46 ± 0.57	13.38 ± 0.35	9.62 ± 0.09	12.48
Total combined value	59.23	74.07	51.51	61.60

^a The value of the nutrient contents has been estimated based on a value of 35% moisture in the composts (the minimum moisture value recommended for soil amendments used for the production of ornamental crops in ground nursery beds, according to US Composting Council (2001))

Values reported as mean ± standard error.

4. Conclusions

From the data obtained, it can be concluded that the composting of flower wastes with sawdust and three different manures (broiler chicken manure, hen manure, or quail manure) developed properly, obtaining composts suitable for use as organic amendments in rose production. However, the type of poultry manure used influenced the agronomic value of the final composts, with respect to their use as organic amendments for rose cultivation; the OM content and balance of nutrients were enhanced when broiler chicken manure was used. Moreover, the use of this waste produced greater humification of the OM and a notable additional economic value of the final compost derived from its nutrient contents.

Therefore, flower waste composting can contribute to the adoption of closing-cycle production models in developing countries such as Ecuador, increasing the efficiency of resource use in cut-rose production.

Acknowledgements

This research did not receive any specific grant from funding agencies in the public, commercial, or not-for-profit sectors. This work is part of a doctoral research project on the issue of flower waste composting and compost use for agricultural and environmental bioremediation purposes. The authors thank White River Roses (Río Blanco (Penipe) – Ecuador) for the fulfilment of the practical aspects of this experiment and the Polytechnic School of Chimborazo (Ecuador) and the Applied Research in Agrochemistry and Environment group (GIAAMA) of the Miguel Hernandez University (Spain), for their scientific and technical support. Also, the authors thank Dr. D. Walker for the English revision.

References

- Albuquerque, J.A., González, J., García, D., Cegarra, J., 2006. Measuring detoxification and maturity in compost made from alperujo, the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere* 64,470–477.
- Banco Central de Ecuador, 2016. Información económica, <https://www.bce.fin.ec/>(Accessed 22.04.17).
- Beltrán, F.J., García-Araya, J.F., Álvarez, P.M., 1999. Wine distillery wastewater degradation. 1. Oxidative treatment using ozone and its effect on the waste water biodegradability. *J. Agric. Food Chem.* 47, 3911–3918.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: a review. *Bioresour. Technol.*100, 5444–5453.
- Bernal, M.P., Sommer, S.G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., Michel Jr., F.C., 2017. Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy.*, Vol. 144. Academic Press, Burlington, pp. 143–233.

- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., Moral, R., 2008. Co-composting distillery wastes with animal manure: carbon and nitrogen transformations and evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72, 551–557.
- Cai, X., Niu, G., Starman, T., Hall, C., 2014. Response of six garden roses (*Rosa x hybrid* L.) to salt stress. *Sci. Hortic.* 168, 27–32.
- Díaz, L.F., 2017. Waste management in developing countries and the circular economy. *Waste Manage. Res.* 35, 1–2.
- Dedinec, A., Markovska, N., Ristovski, I., Veleviski, G., Gjorgjievska, V.T., Grncarovska, T.O., Zdraveva, P., 2015. Economic and environmental evaluation of climate change mitigation measures in the waste sector of developing countries. *J. Clean. Prod.* 88, 234–241.
- EPA, 2003. Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. United States Environment Protection Agency Cincinnati, Ohio.
- Ehret, D.L., Menzies, J.G., Helmer, T., 2005. Production and quality of greenhouse roses in recirculating nutrient systems. *Sci. Hortic.* 106, 103–113.
- Environmental Management Law, 1999. Ley de Gestión Ambiental (Ley No. 37.RO/245 de 30 de Julio de 1999).
- Ferrer Marti, F., Salvador Palomo, P.J., 1986. La producción de rosas en cultivo protegido. Universal Plantas, S.A Sevilla.
- Gavilanes-Terán, I., Paredes, C., Pérez-Espinoza, A., Bustamante, M.A., Gálvez-Sola, L., Jara-Samaniego, J., 2015. Opportunities and challenges of organic waste management from the agroindustrial sector in South America: Chimborazo province case study. *Commun. Soil Sci. Plan.* 46, 137–156.
- Gavilanes-Terán, I., Jara-Samaniego, J., Idrovo-Novillo, J., Bustamante, M.A., Moral, R., Paredes, C., 2016. Windrow composting as horticultural waste management strategy – a case study in Ecuador. *Waste Manage.* 48, 127–134.
- Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S., 2016. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *J. Clean. Prod.* 114, 11–32.
- Haugh, R.T., 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Taylor and Francis Inc., London.
- INEC, 2016. Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua, [http://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Estadisticasagropecuarias/espac/espac-2016/Informe%20ejecutivo%20ESPAC 2016.pdf](http://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Estadisticasagropecuarias/espac/espac-2016/Informe%20ejecutivo%20ESPAC%202016.pdf) (Accessed 22.04.17).
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., 1992. Determination of maturity indexes for city refuse composts. *Agric. Ecosyst. Environ.* 38, 331–343.
- Jara-Samaniego, J., Perez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Perez-Espinosa, A., Paredes, C., Lopez, M., Lopez-Lluch, D.B., Gavilanes-Terán, I., Moral, R., 2017. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: suitability of the obtained composts for seedling production. *J. Clean. Prod.* 141, 1349–1358.
- Lax, A., Roig, A., Costa, F., 1986. A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant Soil* 94, 349–355.

- Leconte, M.C., Mazzarino, M.J., Satti, P., Iglesias, M.C., Laos, F., 2009. Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. *Waste Manag.* 29, 2446–2453.
- Lim, S.L., Lee, L.H., Wu, T.Y., 2016. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *J. Clean. Prod.* 111, 262–278.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P., 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. *Commun. Soil Sci. Plan.* 22, 2137–2144.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., García, D., 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 44, 203–207.
- Onursal, E., Ekinci, K., 2015. Co-composting of rose oil processing waste with caged layer manure and straw or sawdust: effects of carbon source and C/N ratio on decomposition. *Waste Manage. Res.* 33, 332–338.
- Onursal, E., Ekinci, K., 2016. Kinetic study on how C/N ratio affects energy consumption of composting of rose oil-processing wastes with caged layer manure and straw. *Environ. Prog. Sustain. Energy* 36, <http://dx.doi.org/10.1002/ep.12460>.
- PROECUADOR, 2016. Análisis Sectorial De Rosas Frescas, <http://www.proecuador.gob.ec/pubs/analisis-sectorial-de-rosas-frescas/> (Accessed 22.04.17).
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fert. Soils* 32, 222–227.
- Petric, A., Šestan, A., Šestan, I., 2009. Influence of wheat straw addition on composting of poultry manure. *Process Saf. Environ. Prot.* 87, 206–212.
- Rigane, H., Chtourou, M., Mahmoud, I.B., Medhioub, K., Ammar, E., 2015. Polyphenolic compounds progress during olive mill wastewater sludge and poultry manure co-composting, and humic substances building (Southeastern Tunisia). *WasteManage. Res.* 33, 73–80.
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R., 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle* 26, 46–47.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Martínez-Pardo, C., Cegarra, J., Paredes, C., 1996. A microanalysis method for determining total organic carbon in extracts of humic substances. Relationships between total organic carbon and oxidable carbon. *Bioresour. Technol.* 57, 291–295.
- SINAGAP, 2017. Boletín de Agroquímicos y Fertilizantes, <http://sinagap.agricultura.gob.ec/index.php/agroquimicos-y-fertilizantes/boletin-2017> (Accessed 18.05.17).
- US Composting Council, 2001. Field Guide to Compost Use, [https://compostingcouncil.org/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/7984/FieldGuide to Compost Use8x10.pdf](https://compostingcouncil.org/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/7984/FieldGuide%20to%20Compost%20Use8x10.pdf) (Accessed 18.05.17).
- Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F.F., López, M.J., Moreno, J., 2006. Influence of microbial inoculation and co-composting material on the evolution of humic-like substances during composting of horticultural wastes. *Process Biochem.* 41,1438–1443.

Volf, I., Ignat, I., Neamtu, M., Popa, V., 2014. Thermal stability, antioxidant activity, and photo-oxidation of natural polyphenols. *Chem. Pap.* 68, 121–129.

Wang, J., Hu, Z., Xu, X., Jiang, X., Zheng, B., Liu, X., Pan, X., Kardol, P., 2014. Emissions of ammonia and greenhouse gases during combined pre-composting and vermicomposting of duck manure. *Waste Manage.* 34, 1546–1552.

Young, B.J., Rizzo, P.F., Riera, N.I., Della Torre, V., López, V.A., Molina, C.D., Fernández, F.E., Crespo, D.C., Barrena, R., Komilis, D., Sánchez, A., 2016. Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological: stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. *Waste Manage.* 54, 101–109.

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22, 54–57.

3.2 Closing the cycle for the cut rose industry by the reuse of its organic wastes: A case study in Ecuador

J. Idrovo-Novillo, I. Gavilanes-Terán, N. Veloz-Mayorga, R. Erazo-Arrieta, C. Paredes

Journal of Cleaner Production, 220: 910-918 (2019)
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.121>



Closing the cycle for the cut rose industry by the reuse of its organic wastes: A case study in Ecuador

Idrovo-Novillo, J.^a, Gavilanes-Terán, I.^a, Veloz-Mayorga, N.^a, Erazo-Arrieta, R.^b, Paredes, C.^{c,*}

^aFaculty of Science, Polytechnic School of Chimborazo, EC 060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador

^bCenter for Technical Services and Environmental Technology Transfer, Polytechnic School of Chimborazo, EC 060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador

^cDepartment of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, ctra. Beniel km 3.2, 03312-Orihuela (Alicante), Spain.

*E-mail address: c.paredes@umh.es

Abstract

The soil conditions and the yield and quality of *Rosa sp.* var. Freedom were determined following the incorporation into the soil of rose waste composts, with or without fertigation; the effects of these treatments were compared with those of non-stabilized chopped rose wastes + fertigation (FWF). The growing conditions were those of a commercial greenhouse. The use of the composts, alone or combined with fertigation, increased the available P and K contents of the soil with respect to FWF. However, only the compost + fertigation treatments improved, in general, the soil fertility regarding the organic matter (OM), nitrogen and available micronutrient concentrations, in comparison to FWF. When the composts were added alone, irrigation with alkaline water increased the soil pH and, in consequence, reduced the availability of micronutrients. Overall, the combined use of compost and fertigation increased the cut rose yield and quality relative to the application of compost alone and FWF. Principal component analysis indicated that the OM, available Cu, Mn and Zn and total N contents and the pH of the soil were the principal soil parameters determining the yield and quality of the roses. This analysis classified the treatments in three groups: the compost + fertigation treatments; the treatments with compost alone; and the FWF treatment. The compost + fertigation treatments gave the highest net income (average for these treatments = 80388.92 US dollars ha⁻¹). Therefore, the compost+fertigation treatments were highly beneficial with regard to increasing soil fertility and cut rose yield, quality and profitability.

Keywords:

Flower waste, Compost, Soil fertility, Flower production, Income, Developing countries

1. Introduction

Ecuador is one of the most biodiverse countries in the world and it has a large number of species of flowering plants; around 2,433 new species have been discovered in the last 13 years (Ministerio del Ambiente, 2014). In 2017, it exported around 150,000 tonnes of flowers, generating an income of 850 million US dollars (USD), equivalent to 0.86% of the gross domestic product (Banco Central del Ecuador, 2017). The rose is the flower with the highest production and commercialisation in this country, with more than 300 varieties being grown, of which 60 varieties are exported. In 2016, the cultivated area of roses was 5,486 ha, producing 3,805 million cut-rose stems (Instituto Nacional de Estadísticas y

Censos, 2016). Annually, 140,000 tonnes of roses are exported to the markets of the United States, Europe, Russia and, in recent years, China (Expoflores, 2017).

The rose crop requires a high soil organic matter (OM) content, as well as good soil aeration and drainage, as the roots are very demanding with regard to the availability of oxygen; therefore, soil puddling should be avoided. The optimum value of soil pH for the rose crop is around 6.5 and the soil salinity should be below 1 dS m⁻¹ (Ferrer & Salvador, 1986). Fertilisation is achieved through irrigation, applying nitrogen as ammonium nitrate or ammonium sulphate potassium as potassium nitrate, phosphorus as phosphoric acid or monopotassium phosphate and magnesium as magnesium sulphate. The lack of any essential element can decrease plant growth and reduce the flower quantity and quality (INFOAGRO, 2017). However, intensive production of cut flowers leads to high nutrient application and the excess of nutrients not taken up by the plants leaches from the soil, which can cause environmental damage, such as water eutrophication and soil salinisation (Chang et al., 2010; Sahle and Potting, 2013).

The sustainability of agricultural systems is a global goal. The use of organic fertilisers can contribute to the sustainability by reducing the chemical fertiliser application. Bearing this in mind, in the cultivation of roses, the addition to the soil of the waste created during the production cycle implies the return of nutrients removed by the plants and can contribute to diminishing environmental contamination and to the operation of this industrial sector as part of a circular economy. In this economic model, the lower input of basic materials and diminished output of residues are emphasised - in order to complete the productive cycle while boosting profitability and minimising environmental damage (Ghisellini et al., 2016). The implementation of this economic model in developing countries can help their economic growth and the reduction of their poverty (Díaz, 2017).

Monthly, rose crops produce around 40 kg of waste ha⁻¹, a result of the labours of disbudding, defoliation, pruning, harvesting, post-harvesting and renewal of crops (Barriga, 2006). The management of these wastes is not adequate, since they generally accumulate in the open spaces belonging to the companies or are burnt, generating serious environmental problems such as emission of unpleasant odours, leaching of potentially toxic compounds, emissions of greenhouse gases, phytotoxicity and pathogen dissemination (Onursal & Ekinci, 2015). However, in the last few years, some companies have begun to apply the rose wastes to the soil, after an uncontrolled biodegradation process. Organic amendment application is necessary to maintain the high OM content of the rose-growing soils, but these amendments must be stable. The organic nitrogen degradation of a stable material is low, which generates low ammonia contents in the soil; thus, the soil pH does not increase, reducing the rose leaf chlorosis that arises due to the lower micronutrient availability at high soil pH (Ehret et al., 2005).

Therefore, the treatment of rose wastes by composting is, in principle, very appropriate to produce stable organic amendments. The compost pile constitutes an ecosystem in which diverse microbial populations, composed of bacteria, fungi and actinomycetes, sequentially degrade the OM in the presence of oxygen, generating a stable, humified product of great nutritional value due to the recycling of the nutrients present in the waste (Bernal et al., 2017). In recent years, the use of compost as an organic fertiliser or in growing media for ornamental plants has become very important, providing very-good plant yields and quality and economic benefits. In this context, Ostos et al. (2008) showed that the use of green and urban waste-based compost for peat substitution augmented plant growth and nutrition of the native shrub *Pistacia lentiscus* L. Also, the use of cattle manure compost

plus synthetic aggregate-based substrates increased the plant height and flower number of ornamental French marigold, with respect to a control with peat (Jayasinghe et al., 2010). In addition, Papafotion and Vagena (2012) observed that the media prepared by mixing peat with cotton gin compost (up to 50%) did not produce negative effects on the chrysanthemum plant quality, and the need for chemical regulators of plant growth was reduced. Rinnaldi et al. (2014) found that the addition of different types of compost as co-ingredients in the growing media for ornamental rosemary cultivation stimulated the growth of plants, especially in the case of the green composts. The use of a selected green-compost-based substrate for geranium cultivation also increased the plant growth and its quality (Massa et al., 2018), while the flowering and growth of calendula plants in media with green-waste compost were similar to those of the control with peat (Gong et al., 2018).

Several research groups have shown that the use of compost improves the fertilising capacity of soil (Paredes et al., 2005; Bedada et al., 2014; Agegnehu et al., 2016; Dai et al., 2017) and of growth substrates (Altieri et al., 2014; Mendoza-Hernández et al., 2014; Gavilanes-Terán et al., 2017). Therefore, the use of compost as an organic fertiliser or as a substrate for soilless cultivation can reduce the dependence on mineral fertilisers and the nutrient requirements in fertigation. However, there is insufficient information available on nutrient availability and the plant response in relation to the use of organic fertilisers as nutrient sources in flower production (Ruppenthal and Conte e Castro, 2005; Verlinden and McDonald, 2007; Chang et al., 2010).

So, bearing in mind the aforementioned general situation and the paucity of specific information regarding flower crops, the idea of the work reported here was to appraise the use of flower waste composts as organic amendments, with or without fertigation, for the cut flower production of *Rosa* sp. cv. Freedom cultivated under commercial greenhouse conditions.

2. Material and methods

2.1 Study site and materials

The experiment was carried out in a commercial greenhouse of the White River Roses farm (Penipe-Chimborazo, central Ecuador; 1°36'09" S, 78°32'34" W and elevation 2,501 m a.s.l.), with an average temperature of 26.1°C and average relative humidity of 51.9%. On this farm, 34 varieties of flowers are grown in a cultivable area of 6 ha, of which 2 ha are dedicated to *Rosa* sp. var. Freedom. In 2017, this farm produced 132.6 tonnes of flowers, with a gross income exceeding 700,000 USD.

The soil used in this work is an Inceptisol (Soil Survey Staff, 2014) with a sandy-loam texture, slightly-alkaline pH, low salinity and a high OM content. Its relevant characteristics are presented in Table 1.

Table 1

Initial characteristics of the greenhouse soil (values on a dry matter basis)

	Value
Sand (%)	71.0
Clay %	7.0
Silt (%)	22.0
Texture	Sandy-loam
pH	7.59
Electrical conductivity (dS m ⁻¹)	0.68
Organic matter (%)	3.89
Total N (g kg ⁻¹)	1.53
Available P (mg kg ⁻¹)	81
Available K (g kg ⁻¹)	0.82
Available Fe (mg kg ⁻¹)	162
Available Cu (mg kg ⁻¹)	8.42
Available Mn (mg kg ⁻¹)	83
Available Zn (mg kg ⁻¹)	21

Three composts were employed as organic amendments (proportions of the wastes on a fresh weight basis): compost 1 (50% rose waste + 15% broiler chicken manure + 35% sawdust), compost 2 (50% rose waste + 15% hen manure + 35% sawdust) and compost 3 (50% rose waste + 15% quail manure + 35% sawdust). The composting process for these composts is detailed in Idrovo-Novillo et al. (2018). Non-stabilised chopped rose wastes (FW) were used as the control. Table 2 displays the composition of these materials.

The rose seedlings used were obtained by grafting *Rosa* sp. cv. Freedom on *Rosa hybrida* cv. Natal Briar rootstock, with buds in a T form. Propagation of the grafted plants was carried out for three months, in pots (9 cm diameter x 7 cm height) containing a mixture of soil rich in OM and gravel as the growing medium. Then, the young plants, around 20 cm in height and having two short stems with leaves, were planted in the greenhouse soil, in rows.

2.2 Experimental design

The design was a complete randomisation, involving seven treatments with three replicates per treatment, each occupying a plot of 2 m² (2m x 1m). The treatments were: non-stabilised chopped flower wastes + fertigation (FWF), compost 1 + fertigation (C1F), compost 2 + fertigation (C2F), compost 3 + fertigation (C3F), compost 1 + water irrigation (C1), compost 2 + water irrigation (C2) and compost 3 + water irrigation (C3). The soil of the plots was disinfected with different commercial fungicides and homogenised by tillage before cultivation. The amendments were applied uniformly to the soil, to a depth of 30 cm, using a rototiller. The application rate was adjusted to give a final OM content in the soil of 5 %, corresponding to 21, 22, 23 and 30 kg (on a fresh weight basis) plot⁻¹ for FWF, C1, C2 and C3, respectively. The organic materials were added to the soil 12 days before planting; subsequently, all the plots were irrigated with water. Small rose (*Rosa* sp. var. Freedom) plants, uniform in size, were chosen and 24 were transplanted in each plot, in two rows (12 plants row⁻¹), 16 cm apart in the same row (120000 plants ha⁻¹). The plots were one metre apart and in this separation area six rose seedlings were planted in each row. In this separation area, organic amendment was not

applied to the soil. This separation was established to avoid intrusions of soluble compounds between treatments, which could affect the results.

Table 2

Main characteristics of the organic amendments used (dry weight basis).

	FW	Compost 1	Compost 2	Compost 3
pH	6.5	8.4	8.2	8.2
Electrical conductivity (dS m ⁻¹)	3.16	2.99	2.99	2.12
Organic matter (%)	80.8	57.5	54.6	42.3
Organic C/Total N	21.0	11.5	11.4	11.8
Total N (g kg ⁻¹)	21.6	26.7	28.0	19.9
P (g kg ⁻¹)	2.47	6.81	10.24	7.00
Na (g kg ⁻¹)	0.83	3.58	4.21	2.85
K (g kg ⁻¹)	19.8	22.2	20.5	14.7
Fe (mg kg ⁻¹)	2,266	4,391	4,503	6,368
Mn (mg kg ⁻¹)	84	204	255	207
Cu (mg kg ⁻¹)	16	30	32	28
Zn (mg kg ⁻¹)	43	98	148	129
Cr (mg kg ⁻¹)	7	12	14	19
Cd (mg kg ⁻¹)	0.04	0.21	0.24	0.20
Pb (mg kg ⁻¹)	0.06	0.08	0.07	0.08
Ni (mg kg ⁻¹)	8	15	15	21
Hg (mg kg ⁻¹)	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05

FW: non-stabilised chopped rose wastes; Compost 1: compost of rose waste + broiler chicken manure;
Compost 2: compost of rose waste + hen manure; Compost 3: compost of rose waste + quail manure

The usual pest-control regime of the company was carried out. Fertigation and irrigation with water alone were applied during the growing season at a weekly rate of 78 L plot⁻¹. The main physicochemical characteristics of the fertigation solution and the irrigation water are shown in Table 3.

Table 3

Average characteristics of the fertigation solution and the irrigation water

	Fertigation solution	Irrigation water
pH	7.61	8.41
Electrical conductivity (dS m ⁻¹)	1.01	0.27
CO ₃ ²⁻ (mg L ⁻¹)	<10	59
HCO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	69	111
N (mg L ⁻¹)	21	< 1
P (mg L ⁻¹)	12.2	< 1.7
K (mg L ⁻¹)	134.3	1.7
Ca (mg L ⁻¹)	717	307
Mg (mg L ⁻¹)	8.3	8.3
S (mg L ⁻¹)	13.37	< 0.05
Fe (mg L ⁻¹)	0.63	1.97
Mn (mg L ⁻¹)	0.81	0.02
Cu (mg L ⁻¹)	0.11	< 0.01
Zn (mg L ⁻¹)	< 0.25	< 0.25
B (mg L ⁻¹)	0.37	< 0.05
Mo (mg L ⁻¹)	< 0.01	< 0.01
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	< 0.1	< 0.1
Na (mg L ⁻¹)	6.98	5.64

Topsoil samples were collected before the addition of amendments (for the initial characterisation of the greenhouse soil), before planting (S1) and after the last harvest (S2). Six subsamples taken from distinct points in each plot, in the top 0-30 cm of soil, were combined to produce a single sample. The samples were passed through a 2-mm-mesh sieve and air-dried for analysis.

When the flowers reached the commercial quality, they were harvested and the flower diameter and yield, the stem length and weight and the vase life of the flowers were recorded for each plot. The roses were harvested twice and once a week during the first and second harvest months, respectively. The experimental design is shown schematically in Figure 1.

2.3 Economic analysis of rose production

The methodology of the economic analysis of rose production was that used by Cappa et al. (2015) to determine the impact of three distinct rates of inorganic fertiliser application on the profitability of coffee plantations in the Loja region of Ecuador. The economic viability criterion used was net income, which was determined as the difference between the gross income and cost of flower production. The yield of roses obtained and their average sale price in 2017 (Banco Central del Ecuador, 2017; Expoflores, 2017) were used to estimate gross income. The total costs were derived from the setting-

up and running of the plantation: principally fertilisation, pruning, harvesting and weed, disease and pest control.

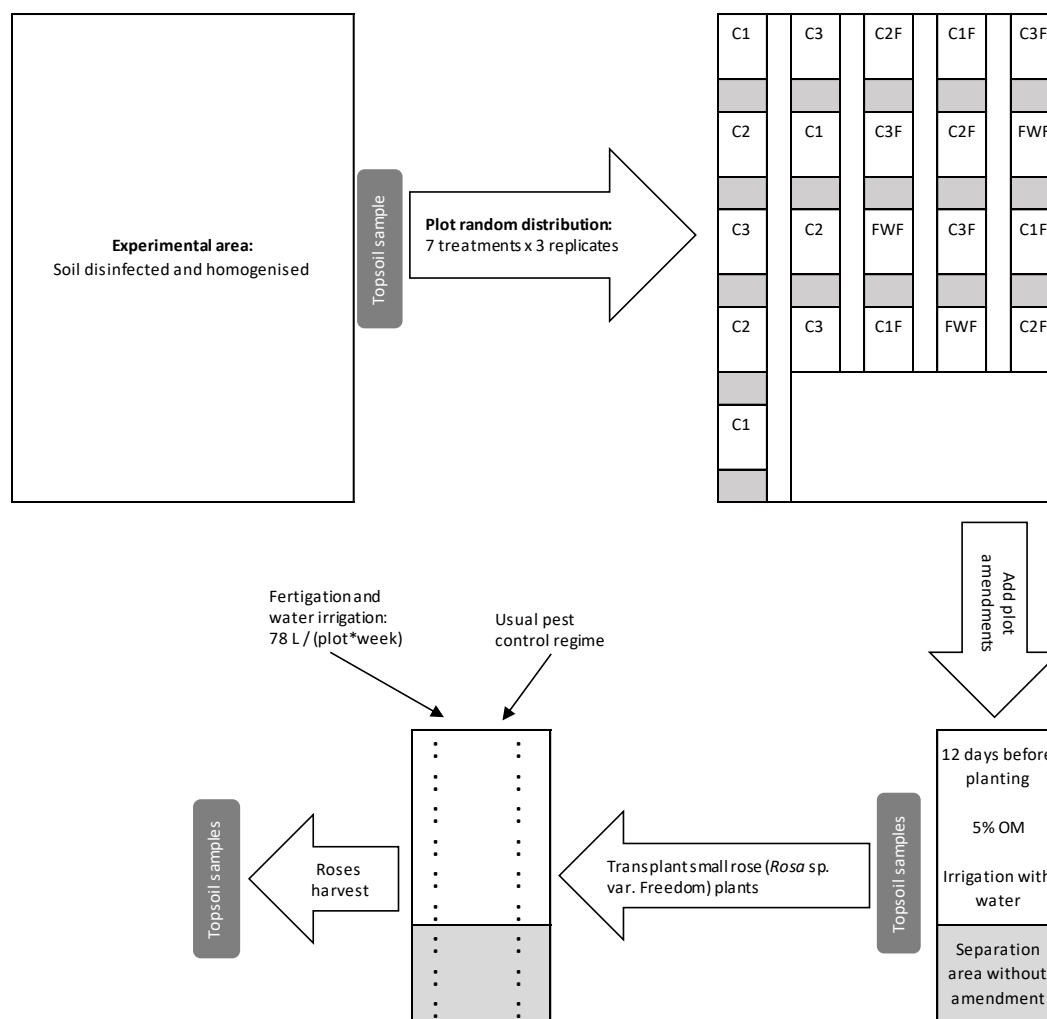


Fig. 1. Scheme of the experimental design. (C1: compost of rose waste + broiler chicken manure; C2: compost of rose waste + hen manure; C3: compost of rose waste + quail manure; FWF: non-stabilised chopped rose wastes + fertigation; C1F: C1 + fertigation; C2F: C2 + fertigation; C3F: C3 + fertigation).

2.4 Analytical methods

The relevant parameters of the composts were analysed in samples, according to Idrovo-Novillo et al. (2018). Also, the physico-chemical parameters of the fertigation solution and the irrigation water were measured according to the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2017). In soil:water (w/v) extracts of 1:2.5 and 1:5 were determined the pH and electrical conductivity (EC), respectively (Allison and Moodie, 1965). The modified Walkley and Black method was used to analyse the oxidisable organic carbon (Yeomans and Bremner, 1989). The soil OM content was estimated by

multiplying the percentage of organic carbon by the Van Bemmelen coefficient (1.724). To calculate the percentage of organic carbon, the percentage of oxidisable organic carbon was multiplied by 1.29, a recovery factor that includes the percentage of non-oxidisable organic carbon in the conditions of the technique used (MAPA, 1994). The available P in the compost and soil samples was measured colorimetrically, as described by Olsen et al. (1954). Extracts obtained with 1 N ammonium acetate and DTPA were used to determine the soil available K and micronutrient concentrations, respectively (Knudsen et al., 1982), by inductively-coupled plasma mass spectrophotometry. Total N was measured by the Kjeldahl method. To determine soil texture a Bouyoucos densimeter was used. All analyses of the compost, fertigation solution, irrigation water and soil samples were made in triplicate.

The flower yield was determined on a fresh weight basis, by weighing all the harvested cut flowers (flower + stem) of each of the treatment plots. Then, half of the harvested flowers were taken at random and separated from the stem, to weigh the stems. For all the harvested flowers, the stem length was measured from the pedicel, using a flexometer, and the rose diameter was determined by measuring the largest diameter of the flower, with a Vernier caliper. The vase life of cut roses not separated from the stem was determined as the time from the placement of the cut flower in the vase until the detection of at least one of the senescence symptoms: bending of the pedicel, wilting, bluing, petal abscission and leaf abscission and yellowing (In and Lim, 2018).

2.5. Statistical methods

For the soil parameters, the variables used were treatment and sampling. One-way analysis of variance (ANOVA) was used to determine the significant effects of these variables and the Tukey-b test was established for separation of the treatment means. The same statistical procedures were employed for the flower quality and yield parameters. The mean values calculated from data of S1 (before planting) and S2 (after the last harvest) of all the parameters measured in the soil and regarding flower yield and quality were analysed by principal component analysis (PCA). This describes these correlated variables as a new set of uncorrelated, mutually orthogonal variables, each of which is a linear combination of the original variables. The new, calculated variables are called 'principal components' (PCs). The PCA was performed using the mean values of the three replicates of each treatment. The factor loadings of the data were scrutinised after the application of Varimax normalised rotation to the PCs coordinate system. Loadings $> |0.6|$ represent significant correlations between the original variables and the derived components (Rinaldi et al., 2014). The statistical procedures were carried out with the SPSS (v. 22.0) programme.

3. Results and Discussion

3.1. Effect of the treatments on soil agronomic parameters

The application of the composts to the soil produced an initial increase in soil pH, in comparison to the control (FWF) (Table 4). After the last harvest, the soils that had received fertigation had the lowest pH values. The fertigation adjusted the soil pH to a value of 7.5, whereas the treatments with irrigation water gave final pH values in the range 7.8-8.0, probably due to the alkalinity of the water used (Table 3). Kaps and Odneal (1998) also observed that irrigation with alkaline water increased the soil pH

during an experiment with different blueberry cultivars grown in a high-pH soil of Missouri, amended with sulphur to reduce its pH. The pH increased in the soils of all the treatments throughout the experiment, except in the soils receiving compost and fertigation. A rise in soil pH diminishes the availability of essential micronutrients through a decline in their solubility (Bernstein et al., 2006), which negatively affects plants that are sensitive to chlorosis induced at high pH, such as roses (Ehret et al., 2005).

The FWF soils had higher initial EC values than those treated with compost (Table 4). This was mainly due to the lower salt content of the composts (Table 2), a consequence of the leaching of salts caused by the watering of the piles during the composting process (Idrovo-Novillo et al., 2018). Only the soils amended with compost had initial EC values within or close to the optimal range for rose crops ($EC < 1 \text{ dS m}^{-1}$) (Ferrer & Salvador, 1986). Roses have a low tolerance of salinity, which negatively affects their growth and flower number in soils with an excessive concentration of ions, as observed by Cai et al. (2014) in a study on the response of six garden roses to three salinity levels. After the last harvest, the soil salt content did not differ significantly among the treatments, the EC value stabilising at around 0.24 dS m^{-1} in all soils. This parameter suffered a considerable reduction over time, possibly as a result of the nutrient uptake by the crop and the leaching of salts to deeper soil layers.

Table 4

Evolution of soil pH, salinity and macronutrient content during the growth and flowering of the rose plants (dry weight basis)

Treatment	pH		EC (dS m ⁻¹)		OM (%)		N _{total} (g kg ⁻¹)		P _{av} (mg kg ⁻¹)		K _{av} (g kg ⁻¹)	
	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2
C1	7.5 b	8.0 c	0.75 a	0.24 ab	5.0 a	3.9 a	2.53 b	1.63 a	118 ab	41 bc	1.21 bc	0.84 cd
C2	7.6 b	7.8 b	1.07 ab	0.28 b	4.9 a	4.3 a	2.20 ab	1.60 a	149 bc	43 c	1.07 abc	0.88 d
C3	7.6 b	7.8 b	1.00 ab	0.18 a	5.1 a	3.9 a	2.50 b	1.57 a	172 c	37 ab	1.29 c	0.79 bc
FWF	7.2 a	7.5 a	1.53 c	0.24 ab	5.0 a	4.3 a	1.87 a	1.70 a	100 a	35 a	0.95 a	0.68 a
C1F	7.5 b	7.5 a	0.79 ab	0.24 ab	4.9 a	5.5 b	2.57 b	2.33 b	115 a	43 c	1.26 bc	0.76 b
C2F	7.5 b	7.5 a	0.95 ab	0.24 ab	5.1 a	5.4 b	2.23 ab	2.40 b	148 bc	40 bc	1.04 ab	0.78 bc
C3F	7.6 b	7.5 a	1.17 b	0.23 ab	5.3 a	5.5 b	2.47 b	2.33 b	173 c	41 bc	1.28 c	0.75 b
<i>F-ANOVA</i>												
<i>Treatment</i>	7**	37**	11***	2*	0.5 ^{NS}	28***	5**	11***	15***	6**	7**	14***
<i>Sampling</i>	8**		175***		5*		13***		242***		111***	

C1: compost of rose waste + broiler chicken manure; C2: compost of rose waste + hen manure; C3: compost of rose waste + quail manure; FWF: non-stabilised chopped rose wastes + fertigation; C1F: C1 + fertigation; C2F: C2 + fertigation; C3F: C3 + fertigation.

S1: before planting; S2: after the last harvest; EC: electrical conductivity; OM: organic matter; N_{total}: total nitrogen; av: available

***, ** and *: significant at $P < 0.001$, 0.01 and 0.05, respectively. ^{NS}: not significant

Mean values in columns followed by the same letter are not statistically different according to Tukey's b test at $P < 0.05$.

Before planting, no significant differences in the OM percentage were observed (Table 4). The value of this parameter decreased in most of the treatments throughout the development of the crop, except in the case of the soils receiving compost and fertigation, which had the highest final contents of OM. This decrease was probably due to OM mineralisation, whereas the increase might be attributable to the exudation of soluble OM from the roots. This latter result is in agreement with the greater rose yield found in the C1F, C2F and C3F plots, as will be discussed later. Paredes et al. (2016) also observed an increase in the soil organic carbon content during a field experiment with lettuce grown in a clayey-loam soil amended with spent mushroom compost. These authors indicated that the organic compounds in the root exudates contributed to the increase over time in the organic carbon in the soil.

Before planting, the N_{total} and K_{av} concentrations were higher in the soils amended with compost 1 or 3 (with and without fertigation) than in the control soil (FWF) (Table 4). However, the initial P_{av} contents were higher in the C2, C3, C2F and C3F soils in comparison to FWF. At the end of the experiment, the N_{total} concentrations were significantly higher in the plots receiving compost and fertigation. Dai et al. (2017), in a meta-analysis of the effects of long-term fertilisation on the gross transformation rates of soil N, also showed that the joint application of organic amendments and mineral fertiliser can augment the availability of N to plants and diminish the rate of N loss, relative to the use of mineral fertiliser alone. These authors indicated that the use of chemical fertiliser alone does not maintain the N availability over time by balancing the N mineralisation-immobilisation processes in soil, and that this type of fertilisation also accelerates the nitrification processes, inducing greater potential N losses through nitrate leaching. Water eutrophication and soil salinisation due to nutrient leaching from fertigation are the most-important environmental problems in the intensive production of cut flowers (Chang et al., 2010; Sahle and Potting, 2013); with a combination of compost and chemical fertilisation, these problems could be reduced. In general, the final P_{av} and K_{av} concentrations were significantly higher in the soils with compost than in the soil receiving FWF. This effect of compost use could help reduce the application of chemical fertilisers in the next season of cut rose production. The addition of compost to soil has also been shown to increase the available P and K contents in a field study with Swiss chard (Paredes et al., 2005) and in a long-term farm trial with various crops (Bedada et al., 2014). The soil contents of all the macronutrients studied (N, P and K) decreased in all treatments along the experiment, possibly due to the intake of nutrients by the plants or the leaching of these nutrients into deeper layers.

In most of the treatments where compost was used the initial content of available micronutrients was higher than in the control (Table 5). After the last harvest, the concentrations of available Fe were very similar in all soils. However, the final contents of available Cu, Mn and Zn were lower for the treatments C1, C2 and C3. The pH increase in these soils during the experiment, the result of irrigation with alkaline water (Table 4), probably reduced the availability of these micronutrients. The contents of the available micronutrients declined throughout the experiment for most of the treatments, possibly due to uptake by the crop. Also, it is worth noting that all soils had final heavy metal contents below the levels considered toxic in the soil, according to the US guidelines on the maximum allowable concentrations of trace elements in agricultural soils (Cu < 100 mg/kg and Zn < 220 mg/kg) (Kabata-Pendias and Pendias, 1992).

Table 5

Evolution of soil micronutrients during growth and flowering of the rose plants (dry weight basis)

Treatment	Fe _{av} (g kg ⁻¹)		Cu _{av} (mg kg ⁻¹)		Mn _{av} (mg kg ⁻¹)		Zn _{av} (mg kg ⁻¹)	
	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2
C1	1.52 ab	0.55 b	16 ab	10 a	188 bc	127 b	37 ab	6 a
C2	1.60 bc	0.45 a	17 b	10 a	213 cd	122 b	38 b	3 a
C3	1.83 d	0.44 a	21 c	10 a	222 d	114 a	44 c	3 a
FWF	1.39 a	0.49 ab	14 a	15 c	126 a	155 c	33 a	13 b
C1F	1.57 bc	0.50 ab	16 ab	14 bc	185 b	179 e	37 ab	15 bc
C2F	1.67 c	0.48 ab	18 b	14 bc	213 cd	181 e	39 b	17 c
C3F	1.85 d	0.48 ab	21 c	13 b	225 d	167 d	44 c	17 c
<i>F-ANOVA</i>								
<i>Treatment</i>	30***	4*	29***	37***	33***	291***	141***	60***
<i>Sampling</i>	969***		46***		25***		309***	

For the abbreviations see Table 4

*** and *: significant at $P < 0.001$ and 0.05 , respectively.

Mean values in columns followed by the same letter are not statistically different according to Tukey's b test at $P < 0.05$.

3.2. Effect of the treatments on the rose yield and quality parameters

The start of the rose production occurred later in the plants without fertigation (Table 6). This could be related to the lower Zn contents, throughout the cultivation period, in the soils receiving compost and irrigated with water alone. Ahmad et al. (2010) reported a link between early rose production and fertilisation with Zn + B, in an analysis of the impacts of the foliar application of B, Zn and Fe on vegetative growth and flower quality of three rose cultivars.

Table 6

Comparative effects of the different treatments on the quality of cut roses

Treatment	Time to first harvest (days)	Stem length (cm)	Stem weight (g)	Flower diameter (mm)	Vase life of flower (days)	Flower yield (kg ha ⁻¹)
C1	183.3 b	45.0 ab	35.7 ab	34.5 a	13.5 a	17030 ab
C2	186.2 b	43.0 a	33.4 a	34.6 ab	13.8 ab	11393 a
C3	184.1 b	45.7 ab	36.5 abc	34.7 ab	13.7 ab	15088 ab
FWF	175.1 a	47.2 b	38.7 bcd	36.0 ab	13.9 abc	20134 b
C1F	173.0 a	53.5 c	42.1 d	36.3 ab	14.1 bc	32541 c
C2F	174.3 a	50.9 c	39.9 cd	36.5 ab	14.1 bc	27644 c
C3F	176.0 a	51.6 c	41.6 d	36.9 b	14.4 c	28824 c
<i>F-ANOVA</i>	17***	23***	13***	3**	6***	17***

For the abbreviations see Table 4

*** and **: significant at $P < 0.001$ and 0.01 , respectively.

Mean values in columns followed by the same letter are not statistically different according to Tukey's b test at $P < 0.05$.

The flower stem length is considered the most-important parameter in the quality evaluation of cut roses (Nazari et al., 2009). The compost + fertigation treatments gave the highest average values for stem length, whereas, in general, its values did not vary significantly among the compost treatments without fertigation and the control (Table 6). The lower micronutrient availability at the beginning of the experiment in the case of FWF and throughout the experiment for the C1, C2 and C3 treatments could have contributed to the lower values of this rose quality parameter for these treatments. Different authors have observed a positive relationship between rose stem length and the additional supply of micronutrients (Khoshgoftarmanesh et al., 2008; Ahmad et al., 2010). The stem weights of the C1F, C2F and C3F roses were similar to those obtained with FWF. However, the values of this parameter were higher for the roses supplied with compost + fertigation than for the plants from plots with compost + water irrigation.

The values of flower diameter and vase life were in the ranges 34.5-36.9 mm and 13.5-14.4 days, respectively (Table 6). The values of these parameters were very similar for most of the treatments studied, except in the cases of C1 and C3F, which exhibited the lowest and the highest values of both parameters, respectively. Chang et al. (2010) also reported that the vase life of cut flowers (*Anthurium andreaum* Lind.) was not significantly influenced by the use of organic or chemical fertilisers.

Regarding rose production, there were no significant differences in the value of this parameter in most of the treatments with compost only (without fertigation), in comparison to the control (Table 6). However, the compost + fertigation treatments gave the highest flower yields, not showing differences as a result of the type of compost used. This finding could be related to the higher nitrogen contents in the C1F, C2F and C3F soils throughout the experiment (Table 4), these treatments providing enough nitrogen for the optimal development of the cut roses. Alvarado-Camarillo et al. (2018) observed that

the nitrogen demand for the development of the flowering shoots is greater than that of other parts of the rose plant.

3.3. Multivariate analysis

Principal component analysis was performed for all the parameters measured in the soil and cut roses ($n = 16$). For this statistical analysis, the value of the Kaiser–Meyer–Olkin measure of sampling adequacy (KMO) was > 0.5 and the Bartlett's test of sphericity had a P value < 0.001 . Furthermore, all variables had an extraction value > 0.5 . These values show the adequacy of the model utilised. In this model more than 70 % of the variability was explained by two PCs: PC1 explained 59.4 % and PC2 26.6 % (Table 7). PC1 grouped the parameters related to the yield and quality of the flowers and some agronomic properties of the soil, such as OM, Cu_{av} , Mn_{av} , Zn_{av} , N_{total} and pH. So, this factor was associated with the soil parameters on which the yield and quality of the roses depended. The time that elapsed until the first harvest and soil pH were correlated negatively with the other variables, suggesting that a rise in soil pH lowered the availability of the micronutrients and a lower content of these elements in the soil extends the period until first harvest, as mentioned above. PC2 was related to soil nutrients that were less limiting to the rose cultivation (P_{av} , K_{av} and Fe_{av}) and EC. All the variables involved in PC2 were positively correlated, except EC, showing that the soluble ions of P, K and Fe did not contribute to soil salinity.

PC1 separated the compost + fertigation treatments from the rest of the organic amendments used, treatments C1F, C2F and C3F being distributed on the positive side of this axis (Figure 2). These treatments gave, in general, the highest rose yield and quality since they supplied the micronutrients and nitrogen demanded by this crop. PC2 discriminated the treatments, on the positive side of this axis being distributed most of the treatments with composts, separated from the control (on the negative side of PC2). Therefore, the P_{av} , K_{av} and Fe_{av} contents and the EC values of the soil caused this separation.

Table 7

Loadings of the variables to the principal components (PC) extracted by principal component analysis, for the soil and rose yield and quality parameters studied (only significant loadings > |0.6| are reported)

	PC1	PC2
<i>Explained variance (%)</i>	59.4	26.6
<i>Cumulative variance (%)</i>	59.4	86.0
Flower diameter	0.971	
OM	0.960	
Stem length	0.957	
Stem weight	0.953	
Flower yield	0.945	
Zn _{av}	0.942	
Vase life of flower	0.922	
Time to first harvest	-0.885	
Cu _{av}	0.826	
N _{total}	0.782	
Mn _{av}	0.707	
pH	-0.641	
K _{av}		0.901
Fe _{av}		0.874
P _{av}		0.821
EC		-0.703

For the abbreviations see Tables 4 and 5.

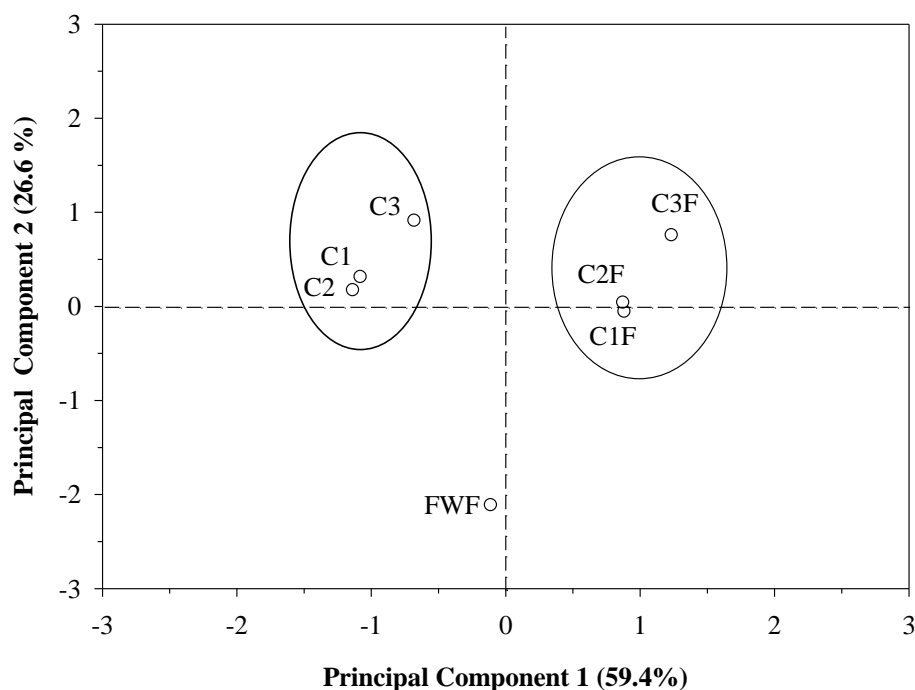


Fig. 2. Treatment scores in PC1 and PC2. The drawn ellipses demonstrate the separation of the treatments along the principal components, but they are not based on statistical tests. (C1: compost of rose waste + broiler chicken manure; C2: compost of rose waste + hen manure; C3: compost of rose waste + quail manure; FWF: non-stabilised chopped rose wastes + fertigation; C1F: C1 + fertigation; C2F: C2 + fertigation; C3F: C3 + fertigation).

3.4. Rose profitability

Table 8 shows the costs associated with annual flower production in this case study, using the fertilisation scenarios “flower waste with fertigation” and “compost with and without fertigation”. In the former, the costs of the energy used to crush this waste and the labour employed for this operation were taken into account. The compost production costs included the costs of the raw materials (poultry manures and sawdust) and their transport, the cost of crushing the flower residues and the cost of the labour required for the preparation of the mixtures, for the turnings and for the control of the process, as well as the cost of the water applied during the composting process. The differences in the compost costs were mainly due to the different doses of these composts (22, 23 and 30 kg (on a fresh weight basis) plot⁻¹ for Composts 1, 2 and 3, respectively) required to adjust the final OM content in the soil to 5 %, since the raw material, transport and labour costs were very similar for the three composts. The average cost of compost production was 31 USD/tonne. This is within the range established for the production of compost in European countries (20-60 € tonne⁻¹ ≈ 23-70 USD tonne⁻¹) (European Commission, 2014). Also, this compost cost was close to the average cost for the production of the most-cost-effective mixture, according to the optimal physical-chemical characteristics (21.58 € tonne⁻¹ ≈ 24.60 USD tonne⁻¹) (Proietti et al., 2016). However, this cost is lower than the cost of compost in Ecuador: 150 € tonne⁻¹ ≈ 175 USD tonne⁻¹. This high cost in Ecuador is a consequence of the paucity of commercial composting plants in this country, which has to import most of the compost it uses (Jara-Samaniego et al., 2017). Among the costs associated with the cut rose production, labour costs were the main component. In an environmental and economic study for two

protected crops (tomato and rose), Torrellas et al. (2012) also observed that labour was one of the principal costs for rose production. During the cut flower production many labour-intensive tasks are performed - such as the application of organic amendments and pesticides, disbudding, defoliation, pruning, harvesting, post-harvesting and renewal of crops (Barriga, 2006). Also, the costs associated with chemical fertilisers and pesticides use were noteworthy. The cut rose industry is one of the sectors where pesticides and mineral fertilisers are used intensively (Sahle and Potting, 2013). This industry has notable economic losses due to pesticide overdoses, estimated at 64.73 € ha⁻¹ (75.73 USD ha⁻¹) (Yilmaz, 2015).

Table 8

Costs associated with annual flower production

Costs associated	Value (USD ha ⁻¹ year ⁻¹)
Labour cost	70714.60
Energy	1920.00
Irrigation water	96.00
Chemical fertilisers	7200.00
Phytosanitary products	7200.00
Compost 1 cost	3293.40
Compost 2 cost	3633.48
Compost 3 cost	4580.95
Flower waste cost	145.72

USD: dollars, USA

An economic comparison of the non-stabilised chopped flower wastes + fertigation and the composts with and without fertigation was made for the roses, taking into account only the net income (Cappa et al., 2015) (Table 9). The reference price for exported flowers, as of June 2017, was 5.80 USD per kilogram (Expoflores, 2017). The net income differences between the treatments were statistically significant. The treatment with the lowest net incomes was C2 (-18215.88 USD ha⁻¹); with this treatment the costs were higher than the gross income. No significant differences were found among the net incomes of the C1, C3 and FWF treatments. This could be due to the fact that the flower productions in these treatments were similar (Table 6) and the costs in C1 and C3 were lower than in FWF, since in the former treatments chemical fertilisers were not used in the irrigation. On the other hand, the treatments that combined compost application with fertigation (C1F, C2F and C3F) showed the highest net income values of this study, which indicates greater profitability for cut rose production with these treatments. Similar results were found by Iqbal et al. (2017) in an economic comparison of conventional nitrogen fertilisation with urea and the use of poultry manure compost (PCM) in combination with different ratios of urea, for a maize crop; the net income was greatest in the

treatment PMC + urea at 25:75. These authors showed that the use of compost significantly improved the quality of the soils and plants and could diminish the environmental impact of such crops. Hence, these results indicate that fertilisation combining compost and chemical fertiliser will have a positive effect on the commercial aspects of the cultivation and contribute to improving its economic profitability.

Table 9

Gross income, costs and net income of annual rose production in the different treatments

Treatment	Gross income (USD ha ⁻¹ year ⁻¹)	Costs (USD ha ⁻¹ year ⁻¹)	Net income (USD ha ⁻¹ year ⁻¹)
C1	98776.05	83954.80	14821.25 ab
C2	66079.00	84294.88	-18215.88 a
C3	87511.78	85242.35	2269.43 ab
FWF	116778.07	87876.32	28901.75 b
C1F	188742.12	91154.80	97587.32 c
C2F	160335.52	91494.88	68840.64 c
C3F	167181.15	92442.35	74738.79 c
<i>F-ANOVA</i>			15***

For the abbreviations see Tables 4 and 8

***: significant at $P < 0.001$.

Mean values in columns followed by the same letter are not statistically different according to Tukey's b test at $P < 0.05$.

4. Conclusions

The results obtained in this study indicate that the combined application of rose waste composts and fertigation improved the soil fertility, especially the OM, nitrogen and available micronutrient contents, in comparison to the use of non-stabilised chopped rose wastes + fertigation. The greater stem length and yield of *Rosa* sp. var. Freedom plants grown in soil treated with the combination of rose waste composts and fertigation confirmed these beneficial effects. This study also shows that the increase in the cut rose yield due to these treatments could compensate the costs of production of the composts, giving the highest net income. The significantly-lower responses of the yield and quality of *Rosa* sp. var. Freedom to the treatments with rose waste composts without fertigation could have arisen from an insufficient micronutrient supply from these composts, due to the high soil pH produced by the irrigation with alkaline water.

A more-detailed study is required to show whether the rose waste composts alone, using irrigation water with pH adjustment, could supply the necessary nutrients for the rose crop; in this case, these composts could replace the chemical fertigation in cut rose production under greenhouse conditions.

In conclusion, this work indicates that rose wastes from the cut-flower-based industry in Ecuador, in the form of compost, can be utilised for organic fertilisation and soil improvement in rose cultivation,

thereby closing the production cycle and, at the same time, providing greater profitability and diminishing any negative environmental effects.

Acknowledgements

The authors acknowledge the Polytechnic School of Chimborazo (Ecuador) and the Applied Research in Agrochemistry and Environment Group (GIAAMA) of the Miguel Hernandez University (Spain), for their important technical and scientific input. They thank the President and Technician of White River Roses (Río Blanco (Penipe) – Ecuador) for the facilities used in this work. In addition, the authors are indebted to Dr. David Walker for his linguistic revision of the manuscript.

References

- Agegehu, G., Nelson, P. N., Bird, M. I., 2016. The effects of biochar, compost and their mixture and nitrogen fertilizer on yield and nitrogen use efficiency of barley grown on a Nitisol in the highlands of Ethiopia. *Sci. Total Environ.* 569-570, 869-879.
- Ahmad, I., Khan, M.A., Qasim, M., Ahmad, R., Randhawa, M.A., 2010. Growth, yield and quality of *Rosa hybrida* L. as influenced by various micronutrients. *Pak. J. Agri. Sci.* 47, 5-12.
- Allison, L.E., Moodie, C.D., 1965. Methods of soil analysis, in: Black, C.A., Evans, D.D., Ensminger, L.E., White, J.L., Clark, F.E., Dinauer, R.C. (Eds.), *Chemical and Microbiological Properties*, Agronomy no. 9, American Society of Agronomy, Madison, pp. 1379-1396.
- Altieri, R., Esposito, A., Baruzzi, G., Nair, T., 2014. Corroboration for the successful application of humified olive mill waste compost in soilless cultivation of strawberry. *Int. Biodeterior. Biodegr.* 88, 118-124.
- Alvarado-Camarillo, D., Valdez-Aguilar, L.A., Castillo-González, A.M., Trejo-Téllez, L.I., Martínez-Amador, S.Y., 2018. Biomass, nitrogen and potassium dynamics in hydroponic rose production. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil and Plant Science.* 68, 719-726.
- Banco Central del Ecuador, 2017. Información Estadística Mensual. Available at: <https://contenido.bce.fin.ec/home1/estadisticas/bolmensual/IEMensual.jsp> (accessed 4.7.18).
- Barriga, M., 2006. El polen se va y no vuelve: La deuda ecológica de la floricultura colombiana. Available at: <http://www.biodiversidadla.org/content/download/23420/106775/version/1/file/La+deuda+ecol%C3%99gica> (accessed 18.7.18)
- Bedada, W., Karlun, E., Lemenih, M., Tolera, M., 2014. Long-term addition of compost and NP fertilizer increases crop yield and improves soil quality in experiments on smallholder farms. *Agric. Ecosyst. Environ.* 195, 193-201.
- Bernal, M.P., Sommer, S.G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., Michel Jr., F.C., 2017. Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits, in: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, Burlington, Vol. 144, pp. 143-233.

- Bernstein, N., Bar Tal, A., Friedman, H., Snir, P., Rot, I., Chazan, A., Ioffe, M., 2006. Application of treated wastewater for cultivation of roses (*Rosa hybrida*) in soil-less culture. *Sci. Hortic.* 108, 185-193.
- Cai, X., Niu, G., Starman, T., Hall, C., 2014. Response of six garden roses (*Rosa x hybrida* L.) to salt stress. *Sci. Hortic.* 168, 27-32.
- Capa, D., Pérez-Esteban, J., Masaguer, A., 2015. Unsustainability of recommended fertilization rates for coffee monoculture due to high N₂O emissions. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 1551-1559.
- Chang, K.H., Wu, R.Y., Chuang, K.C., Hsieh, T F., Chung, R.S., 2010. Effects of chemical and organic fertilizers on the growth, flower quality and nutrient uptake of *Anthurium andreanum*, cultivated for cut flower production. *Sci. Hortic.* 125, 434-441.
- Dai, S., Wang, J., Cheng, Y., Zhang, J., Cai, Z., 2017. Effects of long-term fertilization on soil gross N transformation rates and their implications. *J. Integr. Agric.* 16, 2863-2870.
- Díaz, L.F., 2017. Waste management in developing countries and the circular economy. *Waste Manage. Res.* 35, 1-2.
- Ehret, D.L., Menzies, J.G., Helmer, T., 2005. Production and quality of greenhouse roses in recirculating nutrient systems. *Sci. Hortic.* 106, 103-113.
- European Commission, 2014. End-of-waste Criteria for Biodegradable Waste Subjected to Biological Treatment (Compost and Digestate): Technical Proposals. <http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=6869> (accessed 31.08.18).
- Expoflores, 2017. Boletín Junio 2017 - Expoflores. Available at: <https://expoflores.com/?p=1683> (accessed 4.7.18).
- Ferrer Marti, F., Salvador Palomo, P.J., 1986. La producción de rosas en cultivo protegido. Universal Plantas, S.A., Sevilla.
- Gavilanes-Terán, I., Jara-Samaniego, J., Idrovo-Novillo, J., Bustamante, M., Pérez-Murcia, M. D., Pérez-Espinosa, A., Lopez, M., Paredes, C., 2017. Agroindustrial compost as a peat alternative in the horticultural industry of Ecuador. *J. Environ. Manage.* 186, 79-87.
- Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S., 2016. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *J. Clean. Prod.* 114, 11-32.
- Gong, X., Li, S., Sun, X., Wang, L., Cai, L., Zhang, J., Wei., L., 2018. Green waste compost and vermicompost as peat substitutes in growing media for geranium (*Pelargonium zonale* L.) and calendula (*Calendula officinalis* L.). *Sci. Hortic.* 236, 186-191.
- Idrovo-Novillo, J., Gavilanes-Terán, I., Bustamante, M.A., Paredes, C., 2018. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. *Process Saf. Environ. Prot.* 116, 388-395.
- In, B.C., Lim, J.H., 2018. Potential vase life of cut roses: Seasonal variation and relationships with growth conditions, phenotypes, and gene expressions. *Postharvest Biol. Technol.* 135, 93-103.
- INFOAGRO, 2017. El cultivo de las rosas para corte. Available at: <http://www.infoagro.com/flores/flores/rosas.htm> (accessed 4.7.18).

- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2016. Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua. Available at: http://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Estadisticas_agropecuarias/espac/espac-2016/Presentacion ESPAC 2016.pdf (accessed 4.7.18)
- Iqbal, S., Thierfelder, C., Khan, H.Z., Javeed, H.M.R., Arif, M., Shehzad, M., 2017. Maximizing maize quality, productivity and profitability through a combined use of compost and nitrogen fertilizer in a semi-arid environment in Pakistan. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 107, 197-213.
- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M. D., Bustamante, M. A., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., López, M., Moral, R., 2017. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. *J. Clean. Prod.* 141, 1349-1358.
- Jayasinghe, G.Y., Liyana Arachchi, I.D., Tokashiki, Y., 2010. Evaluation of containerized substrates developed from cattle manure compost and synthetic aggregates for ornamental plant production as a peat alternative. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 1412-1418.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 1992. Trace elements in soils and plants, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Kaps, M.L., Odneal, M.B., 1998. Blueberry cultivar evaluation on a high pH site in Missouri. *Fruit Var. J.* 52, 91-95.
- Khoshgoftarmansh, A.H., Khademi, H., Hosseini, F., Aghajani, R. 2008. Influence of Additional Micronutrient Supply on Growth, Nutritional Status and Flower Quality of Three Rose Cultivars in a Soilless Culture. *J. Plant Nutr.* 31, 1543-1554.
- Knudsen, D., Peterson, G.A., Pratt, P.F., 1982. Lithium, sodium and potassium, in: Page, A.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis*, 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, pp. 225-246.
- MAPA, 1994. Métodos oficiales de análisis, tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Massa, D., Malorgio, F., Lazzereschi, S., Carmassi, G., Prisa, D., Burchi, G., 2018. Evaluation of two green composts for peat substitution in geranium (*Pelargonium zonale* L.) cultivation: Effect on plant growth, quality, nutrition, and photosynthesis. *Sci. Hortic.* 228, 213-221.
- Mendoza-Hernandez, D., Fornes, F., Belda, R.M., 2014. Compost and vermicompost of horticultural waste as substrates for cutting rooting and growth of rosemary. *Sci. Hortic.* 178, 192-202.
- Ministerio del Ambiente, 2014. Sistema Nacional de Información. Available at: <http://sni.gob.ec/inicio> (accessed 4.7.18).
- Nazari, F., Khosh-Khui, M., Salehi, H., 2009. Growth and flower quality of four *Rosa hybrida* L. cultivars in response to propagation by stenting or cutting in soilless culture. *Sci. Hortic.* 119, 302-305.
- Olsen, S.R., Xole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, L.A., 1954. Estimation of available phosphorous in soils by extraction with sodium bicarbonate, vol. 939. US Department of Agriculture, Circular.
- Onursal, E., Ekinci, K., 2015. Co-composting of rose oil processing waste with caged layer manure and straw or sawdust: effects of carbon source and C/N ratio on decomposition. *Waste Manage. Res.* 33, 332-338.

- Ostos, J. C., López-Garrido, R., Murillo, J. M., López, R., 2008. Substitution of peat for municipal solid waste- and sewage sludge-based composts in nursery growing media: Effects on growth and nutrition of the native shrub *Pistacia lentiscus* L. *Bioresour. Technol.* 99, 1793-1800.
- Papafotiou, M., Vagena, A., 2012. Cotton gin trash compost in the substrate reduces the daminozide spray dose needed to produce compact potted chrysanthemum. *Sci. Hortic.* 143, 102-108.
- Paredes, C., Cegarra, J., Bernal, M.P., Roig, A., 2005. Influence of olive mill wastewater in composting and impact of the compost on Swiss chard crop and soil properties. *Environ. Int.* 31, 305-312.
- Paredes, C., Medina, E., Bustamante, M. A., Moral, R., 2016. Effects of spent mushroom substrates and inorganic fertilizer on the characteristics of a calcareous clayey-loam soil and lettuce production. *Soil Use Manag.* 32, 487-494.
- Proietti, P., Calisti, R., Gigliotti, G., Nasini, L., Regni, L., Marchini, A., 2016. Composting optimization: Integrating cost analysis with the physical-chemical properties of materials to be composted. *J. Clean. Prod.* 137, 1086-1099.
- Rinaldi, S., De Lucia, B., Salvati, L., Rea, E., 2014. Understanding complexity in the response of ornamental rosemary to different substrates: A multivariate analysis. *Sci. Hortic.* 176, 218-224.
- Ruppenthal, V., Conte e Castro, A. M., 2005. Efeito do composto de lixo urbano na nutrição e produção de gladiolo. *R. Bras. Ci. Solo.* 29, 145-150.
- Sahle, A., Potting, J., 2013. Environmental life cycle assessment of Ethiopian rose cultivation. *Sci. Total Environ.* 443, 163-172.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2017. 23th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC.
- Torrellas, M., Antón, A., Ruijs, M., García Victoria, N., Stanghellini, C., Montero, J.I., 2012. Environmental and economic assessment of protected crops in four European scenarios. *J. Clean. Prod.* 28, 45-55.
- Verlinden, S., McDonald, L., 2007. Productivity and quality of statice (*Limonium sinuatum* cv. Soiree Mix) and cockscomb (*Celosia argentea* cv. Chief Mix) under organic and inorganic fertilization regiments. *Sci. Hortic.* 114, 199-206.
- Yeomans, J.C., Bremner, J.M., 1989. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Commun. Soil Sci. Plan.* 19, 1467-1475.
- Yilmaz, H., 2015. Estimating the Economic Costs and Level of Pesticide Use in Oil Rose (*Rosa damascena* Mill.) Orchards: Evidence from a Survey for the Lakes Region of Turkey. *Erwerbs-Obstbau.* 57, 195-202.

3.3 Efectos del tipo de enmienda orgánica y del inóculo microbiano en la biorremediación de suelos contaminados por petróleo

Julio Idrovo-Novillo, Irene Gavilanes-Terán, Nancy Veloz-Mayorga, Roberto Erazo-Arrieta, Shirley Jara-Erazo, Verónica Bravo-Basantes, Concepción Paredes

En: R. A. Vila, R. C. Castelló, T. M. Martínez, A. P. Piqueres, A. Q. Oliver, P. R. Jarabo (Eds.), Gestión integral de residuos orgánicos. Poniendo en marcha la economía circular en la sociedad. Red Española de Compostaje, Valencia. pp. 371-375 (ISBN: 9788409091522)



Efectos del tipo de enmienda orgánica y del inóculo microbiano en la biorremediación de suelos contaminados por petróleo

Julio Idrovo-Novillo¹, Irene Gavilanes-Terán¹, Nancy Veloz-Mayorga¹, Roberto Erazo-Arrieta², Shirley Jara-Erazo², Verónica Bravo-Basantes², Concepción Paredes³

¹Facultad de Ciencias. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador

²Centro de Servicios Técnicos y Transferencia Tecnológica Ambiental, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador

³Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), c.paredes@umh.es

Resumen: La industria petrolífera en Ecuador es un sector con una gran importancia económica, siendo su producción alrededor de 550.000 barriles/día. La actividad petrolera es una de las industrias que genera más impactos ambientales en este país. Existen diferentes metodologías para la biorremediación de suelos contaminados por petróleo, entre las que se encuentran la bioestimulación y bioaumentación. En el presente trabajo se emplearon estas dos metodologías mediante la adición al suelo de diferentes enmiendas orgánicas (residuos de flores frescos y compostados) y de un consorcio de microorganismos, así como la combinación de la enmienda orgánica+inóculo y se evaluó su efecto sobre la degradación de hidrocarburos en un suelo contaminado por petróleo. Se determinaron los contenidos de hidrocarburos totales y de nutrientes, así como actividades enzimáticas del suelo durante un periodo de 105 días, en el cual los suelos con los diferentes tratamientos fueron incubados, en condiciones aerobias, a 25°C. Los resultados mostraron que en todos los suelos se produjo una reducción del contenido de hidrocarburos totales con el tiempo de incubación, siendo esta degradación mayor en los suelos con el tratamiento con compost. Los contenidos de C orgánico y de N total se redujeron en todos los tratamientos durante el experimento, mientras que el P tuvo incrementos en la mayor parte de los tratamientos durante los primeros 28 días de incubación para finalmente volver a disminuir. El análisis factorial de estos parámetros indicó que la reducción de hidrocarburos estuvo asociada a los contenidos de N total y C orgánico del suelo y a las actividades ureasa y deshidrogenasa.

Palabras clave: suelo contaminado, residuos de flores, compost, bioaumentación, bioestimulación.

1. Introducción

La industria petrolífera en Ecuador constituye, desde hace varias décadas, el sector más importante de financiación del presupuesto del estado, aportando en promedio el 12,7% del PIB (Mateo y García, 2014). En el año 2015 se exportaron 152 millones de barriles y en el 2016 se produjeron alrededor de unos 200 millones de barriles (Agencia de Regulación y Control Hidrocarbúfero, 2016). La industria petrolera es una de las que más impactos ambientales genera, siendo las actividades de explotación, producción y transporte y la acumulación de los desechos de perforación y extracción en balsas abiertas los que contribuyen en mayor medida a la contaminación del medio ambiente (Zhang et al., 2015). El problema ambiental más frecuente se debe a los derrames petroleros, donde se diseminan hidrocarburos contaminantes que se adsorben en los sedimentos y que son muy peligrosos debido a sus efectos mutagénicos y carcinogénicos (Orozco Barrenetxea et al., 2011).

La bioestimulación y bioaumentación constituyen buenas alternativas para tratar los suelos contaminados. La bioaumentación del suelo con microorganismos adaptados por la exposición previa a la degradación de contaminantes orgánicos, como los hidrocarburos, es una técnica ampliamente utilizada para la rehabilitación de suelos contaminados (Megharaj et al., 2011). También, diferentes estudios se han realizado sobre la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos de petróleo, estimulando la actividad microbiana del suelo a través de la adición de enmiendas orgánicas tales como, lodos de depuradora (Gallego et al., 2001); residuos vegetales, compost de purín de cerdo (Lee et al., 2008) y gallinaza (Nwaichi et al., 2011). También, Adams et al. (2014) observaron que la adición de estiércol de vaca a un suelo contaminado por hidrocarburos del petróleo no solo estimulaba la actividad de los microorganismos degradadores de estos contaminantes, a través de la disponibilidad de nutrientes, sino que también este residuo aportó microbiota degradadora de hidrocarburos. Finalmente, también se han encontrado estudios sobre el empleo de comunidades de microorganismos en combinación con enmiendas orgánicas, tales como residuos lignocelulósicos (Lladó et al., 2013).

Con estos antecedentes, el objetivo de este estudio fue evaluar la biorremediación de suelos contaminados por petróleo empleando diferentes enmiendas orgánicas e inóculos bacterianos solos o combinados.

2. Material y Métodos

El suelo utilizado en este estudio fue obtenido de un campo de explotación petrolera situado en el oriente ecuatoriano. Las características iniciales del suelo fueron: pH=5,8; materia orgánica=17,1%; arena=96,9%; arcilla=2,5%; limo=0,6% e hidrocarburos totales de petróleo (TPH)= 14311 mg/kg. Las enmiendas orgánicas empleadas fueron residuos de flores co-compostados con gallinaza y serrín (C) y sin compostar (RF). El contenido de carbono orgánico para C y RF fue de 31,9% y 45,4%, mientras que el nitrógeno total fue de 2,8% y 2,2%, respectivamente. El consorcio microbiano utilizado fue un producto líquido comercial, que contenía una mezcla concentrada de cepas de bacterias nativas de suelos de Ecuador contaminados con petróleo, definidas como degradadoras de hidrocarburos.

Los tratamientos empleados fueron: B (control sin tratamiento), TC (tratamiento comercial a base de un consorcio bacteriano), C (compost), RF (residuo de flores), C+TC (compost+inóculo) y RF+TC (residuo de flores+inóculo).

Para llevar a cabo la experiencia planteada, se introdujeron 250 g de suelo en recipientes de plástico de 500 mL de capacidad, añadiéndose 12,5 g de material seco, en los tratamientos con las enmiendas orgánicas, y 10 mL del consorcio bacteriano en los tratamientos con microorganismos. En todos los tratamientos se añadió la cantidad necesaria de los fertilizantes urea y fosfato monopotásico para ajustar la relación C/N/P a 100/10/1. Las muestras fueron incubadas en condiciones aerobias y de temperatura y humedad controladas durante 105 días. La temperatura ambiente se mantuvo en torno a los 25°C y las mezclas se mantuvieron al 50 % de su capacidad de retención hídrica, mediante la adición del agua desionizada necesaria. Los contenidos de TPH, carbono orgánico oxidable (Corg), nitrógeno total Kjeldahl (Nt) y fósforo asimilable (P), así como las actividades enzimáticas deshidrogenasa, lipasa, ureasa y fosfatasa se determinaron en los suelos a lo largo del periodo de incubación en los días 0, 7, 14, 21, 28, 49, 63, 77, 91 y 105. Estas determinaciones se realizaron empleando los métodos descritos en Lee et al. (2008) y Paredes et al. (2016). Todos los análisis químicos y microbiológicos del suelo fueron realizados por triplicado.

Los intervalos de confianza a $P < 0,05$ se calcularon para todas las figuras, para comparar el efecto de los diferentes tratamientos, y también un análisis de componentes principales se utilizó para analizar las relaciones entre las propiedades del suelo estudiadas.

3. Resultados y Discusión

La concentración de TPH disminuyó con el tiempo en todos los tratamientos (Figura 1). El orden de mayor a menor descontaminación conseguida con los tratamientos estudiados fue $C > RF > C+TC > RF+TC > TC > B$. Los resultados revelaron que la colonización del suelo por las bacterias del consorcio de microorganismos del tratamiento comercial se vio obstaculizada por la microbiota nativa del suelo contaminado. De hecho, la bioestimulación de la microbiota nativa mediante las enmiendas C y RF promovió la mayor biodegradación de TPH. Resultados similares fueron encontrados por Lladó et al. (2013) en un experimento donde se compararon la bioestimulación de poblaciones microbianas autóctonas con un sustrato lignocelulósico (paja de trigo) y la bioaumentación con dos cepas de hongos de podredumbre blanca. El tratamiento que consiguió una mayor reducción de TPH fue C, debido posiblemente al aumento de la disponibilidad de los hidrocarburos a través de la capacidad surfactante que posee el material húmico presente en los compost (Megharaj et al., 2011). Uno de los principales determinantes para la alta resistencia de los hidrocarburos a la biodegradación en el suelo deriva de su alta hidrofobicidad y tendencia a adherirse estrechamente a los coloides orgánicos del suelo reduciéndose así su biodisponibilidad (Lladó et al., 2013).

En general, las concentraciones de Corg disminuyeron notablemente durante los primeros 77 días de incubación en todos los tratamientos (Figura 1), probablemente debido a la degradación de los hidrocarburos más lábiles. Sin embargo, la menor reducción de Corg durante los últimos 28 días del experimento podría estar relacionada con la desaparición de las fracciones más lábiles, quedando los hidrocarburos más recalcitrantes. En un experimento de biorremediación con diferentes enmiendas orgánicas de suelos contaminados por hidrocarburos, Lee et al. (2008) también observaron una mayor degradación del Corg, medido como emisión de CO_2 , al inicio del experimento en comparación con el periodo final, asociando esta evolución a la degradabilidad de estos contaminantes. El contenido de Nt se redujo rápidamente durante los primeros 28 días del inicio del experimento, probablemente debido a la degradación del N orgánico llevada a cabo de forma paralela por los microorganismos durante la degradación inicial de los hidrocarburos más lábiles. Este nitrógeno orgánico se transformó

primero en amonio y después en nitratos los cuales no son medidos por medio del método Kjeldahl, empleado para la determinación de Nt en este experimento. Respecto al fósforo, se registraron incrementos de este nutriente en la mayor parte de los tratamientos durante los primeros 28 días de incubación para finalmente volver a disminuir. Este aumento pudo estar también relacionado con transformación del P orgánico en asimilable durante la degradación inicial de los hidrocarburos, mientras que su reducción podría atribuirse a la inmovilización microbiana de este nutriente.

La actividad deshidrogenasa no mostró prácticamente cambios en los suelos control a lo largo del experimento (Figura 1). Sin embargo, esta actividad disminuyó o permaneció sin cambios durante los primeros 49 días del ensayo y después tuvo un incremento en todos los tratamientos con inóculo y/o enmienda orgánica. Este incremento fue mayor en los suelos con C, donde la reducción de TPH fue mayor. En un experimento de biorremediación con diferentes enmiendas orgánicas, Lee et al. (2008) también observaron mayor actividad deshidrogenasa al final del experimento y una más extensa degradación de hidrocarburos en suelos enmendados con compost. La actividad lipasa tuvo incrementos y disminuciones o se mantuvo sin grandes cambios durante los primeros 49 días, dependiendo del tratamiento, a partir de entonces aumentó en todos los tratamientos. En cada uno de los tratamientos el valor más alto de esta actividad se registró, en general, cuando la concentración de hidrocarburos fue baja y no se encontró una relación entre la mayor degradación de hidrocarburos y los valores más altos de esta actividad, pudiéndose atribuir la alta actividad lipasa en los tratamientos RF, C+TC y RF+TC a compuestos lipídicos derivados de los residuos vegetales. Estos resultados fueron similares a los encontrados por Lee et al. (1999) y Margesin et al. (2000). La actividad ureasa se mantuvo en valores muy bajos hasta los 21 días de incubación y a partir de este tiempo aumentó rápidamente, alcanzando valores más altos que los iniciales hasta el final del experimento. Esta evolución fue inversa a aquella de la degradación de TPH, resultado también encontrado por Li et al. (2005) en un estudio realizado en áreas irrigadas con aguas contaminadas con petróleo.

Finalmente, la actividad fosfatasa se mantuvo más o menos fija hasta los 28 días y luego disminuyó rápidamente, observándose en general una mayor actividad de este enzima en los tratamientos con enmiendas orgánicas. Este hecho pudo deberse en mayor medida a la inmovilización de la enzima en la matriz de compuestos húmicos, ya presentes en el compost o generados durante la degradación de las enmiendas orgánicas en el suelo, que a su inducción por la deficiencia de fósforo disponible (Lee et al., 2008).

El análisis factorial de estos parámetros indicó que la concentración de TPH, los contenidos de Nt y Corg y las actividades ureasa y deshidrogenasa se agruparon en el mismo componente principal (datos no mostrados). Además, la concentración de TPH se correlacionó directamente con los contenidos de Nt y Corg, mientras que las actividades ureasa y deshidrogenasa se correlacionaron de forma negativa con el contenido de estos contaminantes. Este último resultado indicó que estas actividades podrían emplearse como indicadores biológicos para el seguimiento de la biorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos.

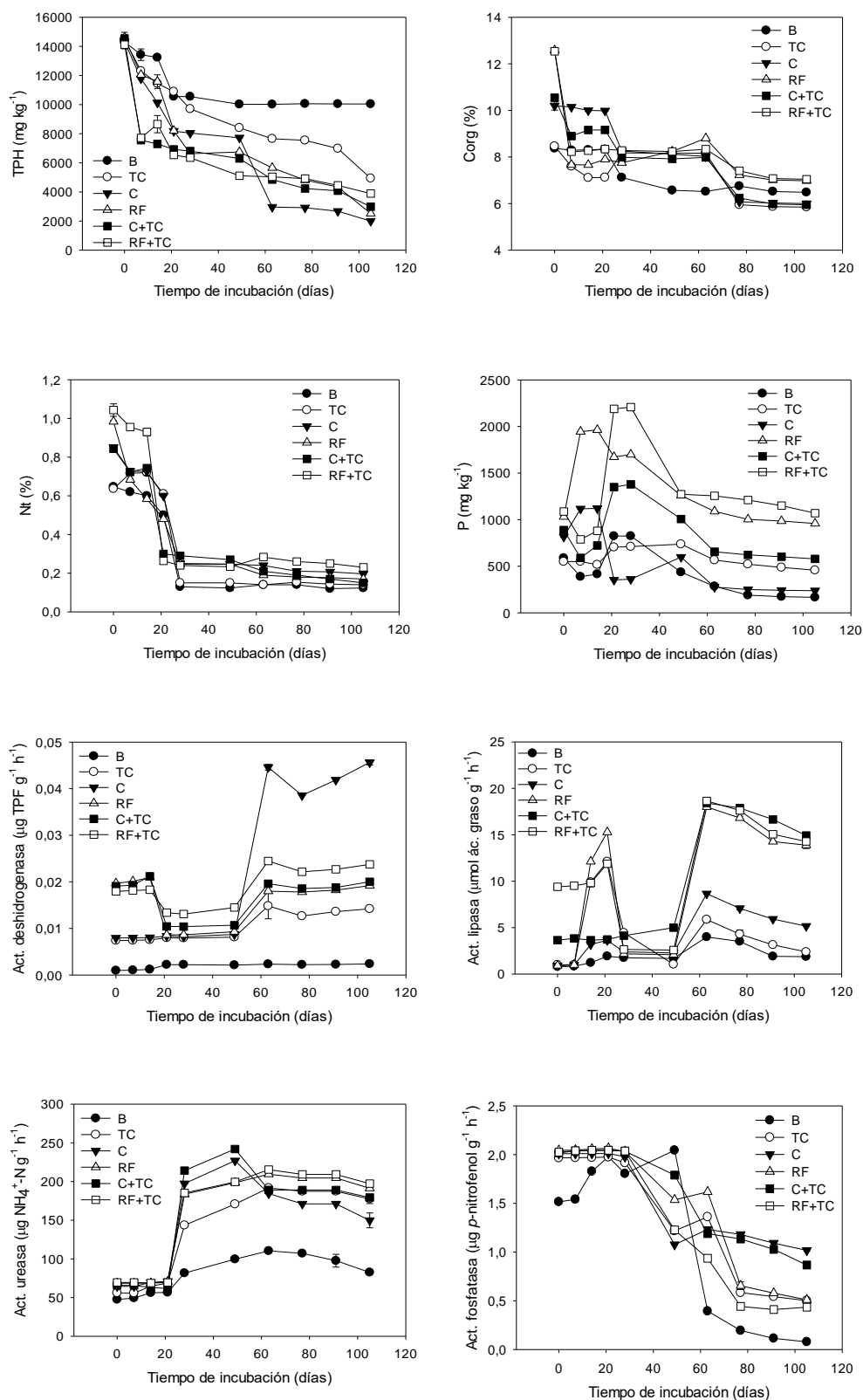


Figura 1. Evolución temporal de los contenidos de hidrocarburos policíclicos totales (TPH), carbono orgánico oxidable (Corg), nitrógeno total Kjeldahl (Nt), fósforo asimilable (P) y de las actividades enzimáticas deshidrogenasa, lipasa, ureasa y fosfatasa

4. Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos, se puede concluir que los hidrocarburos presentes en los suelos contaminados por petróleo pueden reducirse significativamente mediante la bioestimulación de la microbiota nativa con compost de residuos de flores. Este hecho puede atribuirse a que esta enmienda posiblemente fue más eficaz al proporcionar una fuente alternativa de nitrógeno y fósforo, así como aumentó la disponibilidad de los hidrocarburos a través de la capacidad surfactante que posee el material húmico que contiene. El empleo del consorcio de microorganismos del tratamiento comercial solo o combinado con una enmienda orgánica no consiguió los mejores resultados de descontaminación en este estudio, debido posiblemente a que la actividad de los microorganismos del inóculo se vio obstaculizada por la microbiota nativa del suelo contaminado. La biodegradación de hidrocarburos procedentes del petróleo podría controlarse mediante la medición de parámetros biológicos del suelo, tales como las actividades deshidrogenasa y ureasa del suelo.

5. Bibliografía

- Adams G., Tawari-Fufeyin P., Ehinomen I., 2014. Laboratory Scale Bioremediation of Soils from Automobile Mechanic Workshops Using Cow Dung. *J. Appl. Environ. Microbiol.* 2, 128-134.
- Agencia de Regulación y Control Hidrocarburífero (2016) *Producción diaria de petróleo y gas natural neto de campo a nivel nacional*. Reporte de producción. <http://www.controlhidrocarburos.gob.ec/> (fecha de consulta: 13/09/2018)
- Gallego J.L.R., Loredó J., Llamas J.F., Vázquez F., Sánchez J., 2001. Bioremediation of diesel-contaminated soils: Evaluation of potential *insitu* techniques by study of bacterial degradation. *Biodegrad.* 12, 325-335
- Lee S.H., Oh B.I., Kim J.G., 2008. Effect of various amendments on heavy mineral oil bioremediation and soil microbial activity. *Bioresour. Technol.* 99, 2578-2587.
- Li H., Zhang Y., Zhang C. G., Chen G. X., 2005. Effect of Petroleum-Containing Wastewater Irrigation on Bacterial Diversities and Enzymatic Activities in a Paddy Soil Irrigation Area. *J. Environ. Qual.* 34, 1073-1080.
- Lladó S., Covino S., Solanas A. M., Viñas M., Petruccioli M., D'annibale A., 2013. Comparative assessment of bioremediation approaches to highly recalcitrant PAH degradation in a real industrial polluted soil. *J. Hazard. Mater.* 248-249, 407-414.
- Margesin R., Zimmerbauer A., Schinner F., 2000. Monitoring of bioremediation by soil biological activities. *Chemosphere.* 40, 339-346.
- Mateo J., García S., 2014. El sector petrolero en Ecuador. 2000–2010. *Problemas Del Desarrollo.* 45, 113-139.
- Megharaj M., Ramakrishnan B., Venkateswarlu K., Sethunathan N., Naidu R., 2011. Bioremediation approaches for organic pollutants: A critical perspective. *Environ. Int.* 37, 1362-1375.
- Nwaichi E. O., Osuji L. C., Onyeike E. N., 2011. Evaluation and decontamination of crude oil-polluted soils using *Centrosema pubescens* Benth and amendment-support options. *Int. J. Phytoremediat.* 13, 373-382.

Orozco Barrenetxea C., Pérez Serrano A., González Delgado M., Rodríguez Vidal F., Alfayate Blanco J., 2011. *Contaminación Ambiental: Una visión desde la química*. Ediciones Paraninfo, Madrid.

Paredes C., Medina E., Bustamante M. A., Moral R., 2016. Effects of spent mushroom substrates and inorganic fertilizer on the characteristics of a calcareous clayey-loam soil and lettuce production. *Soil Use Manage.* 32, 487-494.

Zhang H., Tang J., Wang L., Liu J., Gurav R. G., Sun K., 2015. A novel bioremediation strategy for petroleum hydrocarbon pollutants using salt tolerant *Corynebacterium variabile* HRJ4 and biochar. *J. Environ. Sci.* 47, 7-13.



4. RESUMEN DE MATERIAL Y MÉTODOS

4. RESUMEN DE MATERIAL Y MÉTODOS

Esta Tesis se ha presentado como compendio de tres publicaciones, en las cuales se ha estudiado el empleo del proceso de compostaje como estrategia para el reciclado de residuos de flores procedentes de la industria viverista ornamental, así como también se ha evaluado el empleo de los compost obtenidos como enmiendas orgánicas para el cultivo de flores y como materiales con posible uso para la biorremediación de suelos contaminados por la industria petrolífera. Para llevar a cabo esta investigación se han diseñado tres experimentos:

- 1.** Desarrollo de procesos de compostaje a escala semi-industrial, donde se co-compostaron residuos de flores, procedentes de la producción de rosas para corte, con estiércoles de ave de corral y serrín. El sistema de compostaje que se empleó fue de pila móvil con ventilación mediante volteos, controlándose a lo largo del proceso la temperatura y la humedad. La evolución del proceso de compostaje se monitorizó mediante la determinación de diferentes parámetros físico-químicos, químicos y biológicos y también se evaluó la calidad de los compost obtenidos para su uso como enmiendas orgánicas dentro de la industria florícola generadora de los residuos de flores iniciales. Esta evaluación de la calidad de los compost se realizó teniendo en cuenta sus características agronómicas y el valor económico asociado a los nutrientes contenidos en los mismos.
- 2.** Evaluación de los compost de residuos de flores como enmiendas orgánicas para la producción de rosas para corte. Para ello, se llevó a cabo un experimento en un invernadero comercial, donde se utilizaron los compost con y sin fertirrigación y se compararon con un tratamiento control, constituido por residuo de flores sin estabilizar y con fertirrigación. Se evaluaron los efectos de estos tratamientos en las propiedades agronómicas de los suelos donde se llevó a cabo el cultivo, determinándose el pH, la salinidad y el contenido de materia orgánica y de macro y micronutrientes. También, se determinaron los efectos de los tratamientos empleados sobre la producción de rosas y su calidad comercial, así como la rentabilidad económica de la producción de rosas según el tratamiento usado.
- 3.** Estudio de la capacidad del compost de residuos de flores solo o combinado con inóculos bacterianos para la biorremediación de suelos contaminados por petróleo. Este estudio se realizó mediante ensayos en laboratorio de incubación de diferentes mezclas de suelo contaminado-tratamiento en condiciones controladas de humedad y temperatura, durante un periodo de 105 días. Los tratamientos ensayados fueron seis y estuvieron constituidos por un compost de residuos de flores, residuos de flores sin estabilizar, un tratamiento comercial a base de un consorcio bacteriano, la combinación de cada uno de los tratamientos orgánicos con el inóculo bacteriano y un suelo control sin tratamiento. A lo largo del periodo de incubación se determinaron la degradación de hidrocarburos policíclicos totales, los contenidos de carbono orgánico, fósforo asimilable y nitrógeno total (para obtener información sobre los procesos de bioestimulación para la degradación de los hidrocarburos), así como actividades enzimáticas, tales como, deshidrogenasa, lipasa, ureasa y fosfatasa (para obtener información sobre la actividad microbiológica del suelo durante la degradación de los hidrocarburos).

Los materiales y métodos empleados en cada uno de estos experimentos se muestran de forma resumida a continuación:

En el experimento de **tratamiento de los residuos florícolas mediante compostaje**, el proceso de compostaje se llevó a cabo en la empresa florícola White River Roses (Penipe – Ecuador) mediante la elaboración de tres pilas de 2000 kg con residuos de rosas, serrín y un estiércol de aves de corral (pollo de engorde, gallina ponedora y codorniz), en las proporciones sobre peso húmedo de 50:35:15, respectivamente (Pila 1: residuos de rosas + serrín + estiércol de pollo de engorde; Pila 2: residuos de rosas + serrín + estiércol de gallina ponedora y Pila 3: residuos de rosas + serrín + estiércol de codorniz). Cada pila se volteó mecánicamente en siete ocasiones para proporcionar el oxígeno necesario para que el proceso de degradación de los residuos fuera aerobio, para reducir la compactación y aumentar la homogeneidad y la re-inoculación de los sustratos. A diario, la temperatura fue medida con un termómetro portátil, en cinco puntos diferentes de cada pila y a 30 cm de profundidad, registrándose posteriormente su valor promedio. Se consideró que la fase bio-oxidativa llegó a su final cuando la temperatura de las pilas fue cercana a la del ambiente y sin recalentamiento, lo cual tomó 150 días. A partir de este momento, se detuvo la aireación mecánica permitiendo la maduración de los compost durante dos meses. En todo el proceso la humedad se mantuvo por encima del 40% adicionando semanalmente suficiente agua mediante aspersores. Las muestras recogidas, cinco durante la fase biooxidativa y una al final de la maduración, fueron secadas al aire y molidas a 0,5 mm para analizar diferentes parámetros a lo largo del proceso de compostaje y en el compost maduro.

La evaluación económica de los nutrientes contenidos en los compost se realizó a partir de los precios promedio, en el primer cuatrimestre de 2017, de los diferentes fertilizantes minerales utilizados para el cultivo de rosas (fosfato diamónico, muriato de potasio y urea) y considerando una humedad del compost del 35%. Este porcentaje de humedad es el nivel mínimo recomendado para las enmiendas del suelo utilizadas en la producción de cultivos ornamentales en vivero según el US Composting Council (2001).

Los parámetros analizados a lo largo del proceso de compostaje fueron: el pH, la conductividad eléctrica, la capacidad de intercambio catiónico (CIC), los contenidos de materia orgánica, C orgánico, N total, C hidrosoluble, C como ácido húmico, C como ácido fúlvico y polifenoles, diferentes índices de humificación, el índice de germinación y las relaciones C/N y CIC/C orgánico; y además se determinaron los siguientes parámetros en los compost obtenidos para evaluar su calidad: macroelementos (P_2O_5 , Na, K_2O , N_i), microelementos (Fe, Mn, Cu, Zn) y metales pesados (Cr, Cd, Pb, Ni, Se, Hg, As).

El análisis estadístico de los datos se llevó a cabo con un nivel de significación del 5% utilizando los programas SPSS y SigmaPlot y consistió en: (1) se ajustaron las pérdidas de materia orgánica de todas las pilas mediante una función cinética de primer orden; (2) se usó la prueba de la mínima diferencia significativa (LSD) para determinar las diferencias significativas entre los valores medios de cada parámetro estudiado para cada pila durante el compostaje; (3) se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para encontrar las relaciones entre las variables estudiadas y entre las muestras de cada pila; (4) se ejecutó el análisis de varianza de un factor (ANOVA) para determinar las diferencias del valor agronómico de los compost, seguido por el test de Tukey-b para hallar los subconjuntos homogéneos.

El experimento sobre el **empleo de los compost a base de residuos florícolas como enmiendas orgánicas para el cultivo de rosas**, se realizó en la empresa florícola White River Roses (Penipe – Ecuador) dentro de uno de sus invernaderos comerciales. El suelo empleado fue del tipo Inceptisol con textura franco-arenosa, ligeramente alcalino, salinidad baja y elevado contenido de materia orgánica. Las enmiendas orgánicas empleadas fueron tres compost elaborados a partir de los siguientes residuos (porcentajes en base a peso fresco): 50% de residuos de rosas, 35% de serrín y 15% de estiércol de aves (compost 1: estiércol de pollo de engorde, compost 2: estiércol de gallina ponedora, compost 3: estiércol de codorniz) y se empleó como tratamiento control residuos de rosas triturados y no estabilizados. Las plántulas de rosas se obtuvieron mediante injertos de *Rosa* sp. cv. Freedom sobre el portainjertos de *Rosa hybrida* cv. Natal Briar; la propagación de las plantas injertadas se llevó a cabo durante tres meses en macetas que contenían una mezcla de suelo rico en materia orgánica y gravilla. A continuación, las plántulas, de unos 20 cm de altura y con dos tallos cortos con hojas, se plantaron en el suelo del invernadero en hileras.

El suelo del invernadero empleado para este experimento fue previamente desinfectado y homogenizado mediante arado antes del cultivo. La adición al suelo de los tratamientos se realizó de forma completamente aleatoria y se emplearon siete tratamientos (FWF: residuos de rosas triturados y no estabilizados + fertirrigación, C1F: compost 1 + fertirrigación, C2F: compost 2 + fertirrigación, C3F: compost 3 + fertirrigación, C1: compost 1 + riego con agua, C2: compost 2 + riego con agua, C3: compost 3 + riego con agua) con tres réplicas cada uno, ocupando cada réplica parcelas de 2 m². Las enmiendas orgánicas se aplicaron 12 días antes del cultivo de forma homogénea a una profundidad de 30 cm mediante un rotavapor y después todas las parcelas se regaron. La dosis aplicada de las enmiendas se ajustó para alcanzar 5% de materia orgánica en cada parcela, adicionándose 21, 22, 23 y 30 kg (sobre peso fresco)/parcela de FWF, C1, C2 y C3, respectivamente. Posteriormente, 24 plántulas de rosa se trasplantaron en cada parcela en dos hileras con una separación de 16 cm entre plántulas. Para evitar la intrusión de compuestos solubles procedentes de cada tratamiento, entre las parcelas se dejó un espacio de separación de 1 m en el cual no se aplicaron enmiendas y en este espacio se sembraron 12 plántulas en dos hileras. Se realizó el habitual control de plagas de la empresa y la fertirrigación y el riego con agua se llevaron a cabo durante el periodo de crecimiento de las plantas con un volumen semanal de 78 L por parcela. En cada parcela se tomaron muestras de suelo antes de aplicar las enmiendas orgánicas, antes del cultivo y después de la cosecha (a una profundidad de 0-30 cm), las cuales fueron tamizadas a 2 mm y secadas al aire para su análisis. Las rosas fueron cosechadas y en ellas se determinaron parámetros de calidad comercial, tales como, la producción y diámetro de las flores, el peso y la longitud del tallo y el tiempo de duración en florero.

El análisis comercial de la producción de rosas se realizó bajo el criterio del ingreso neto, calculado como la diferencia entre el ingreso bruto y el coste de producción de las flores. El ingreso bruto se estimó a partir del rendimiento de las rosas obtenidas y su precio de venta promedio en 2017 (Banco Central del Ecuador, 2017; Expoflores, 2017). Los costes totales se derivaron de las operaciones llevadas a cabo durante el cultivo: principalmente fertilización, poda, cosecha y control de malas hierbas, enfermedades y plagas.

Se determinó la composición físico-química y química de las enmiendas orgánicas, del agua de riego y de la disolución empleada para la fertirrigación. A lo largo del experimento, los principales parámetros analizados en el suelo fueron: el pH, la conductividad eléctrica, los contenidos de materia orgánica, de

macronutrientes (N total Kjeldahl, P asimilable y K asimilable) y de micronutrientes asimilables (Fe, Cu, Mn, Zn). La producción de flores se determinó en base a peso fresco, pesando todas las flores cortadas cosechadas (flor+tallo) de cada una de las parcelas de tratamiento. Luego, la mitad de las flores cosechadas se tomaron al azar y se separaron del tallo, para pesar los tallos. Para todas las flores cosechadas, la longitud del tallo se midió desde el pedicelo, usando un flexómetro, y el diámetro de la rosa se determinó midiendo el diámetro más grande de la flor, con un calibrador Vernier. El tiempo de duración en florero de las rosas cortadas no separadas del tallo se determinó como el tiempo desde la colocación de la flor cortada en el florero hasta la detección de al menos uno de los síntomas de senescencia: flexión del pedicelo, marchitez, azulado, abscisión del pétalo y foliar y amarillamiento.

El tratamiento estadístico de los resultados obtenidos se realizó con un nivel de significación del 5% empleando el programa SPSS y consistió en: (1) análisis de varianza de una vía (ANOVA) para determinar los efectos significativos de los tratamientos y del muestreo, seguido por el test de Tukey-b para separar las medias de los tratamientos; (2) análisis de varianza de una vía (ANOVA) del rendimiento y parámetros de calidad de las rosas, así como de los ingresos netos seguido por el test de Tukey-b para encontrar los grupos homogéneos y (3) análisis de componentes principales (PCA) para todos los parámetros medidos en el suelo y en las rosas.

En el experimento sobre la **biorremediación de suelos contaminados por petróleo empleando diferentes enmiendas orgánicas e inóculos bacterianos solos o combinados**, el suelo empleado provino de un campo de explotación petrolera situado en el oriente ecuatoriano. Este suelo se caracterizó por tener un valor de pH bajo y altos contenidos de arena, materia orgánica y de hidrocarburos policíclicos totales (TPH = 14311 mg/kg). Los tratamientos empleados fueron: B (control sin tratamiento), TC (tratamiento comercial a base de un consorcio bacteriano), C (compost de residuos de flores + serrín + estiércol de gallina ponedora), RF (residuo de flores), C+TC (compost + inóculo) y RF+TC (residuo de flores + inóculo).

El diseño experimental consistió en: (1) colocar 250 g de suelo en recipientes de plástico de 500 mL de capacidad; (2) añadir 12,5 g de material seco, en los tratamientos con las enmiendas orgánicas, y 10 mL del consorcio bacteriano en los tratamientos con microorganismos; (3) ajustar la relación C/N/P a 100/10/1 de todos los tratamientos adicionando la cantidad necesaria de los fertilizantes urea y fosfato monopotásico y (4) incubar las muestras durante 105 días en condiciones aerobias a 25 °C de temperatura y humedad equivalente al 50 % de su capacidad de retención hídrica (adicionando el agua desionizada necesaria).

Los parámetros analizados a lo largo del periodo de incubación, en los días 0, 7, 14, 21, 28, 49, 63, 77, 91 y 105, fueron los contenidos de TPH, de carbono orgánico oxidable, de nitrógeno total Kjeldahl y de fósforo asimilable y las actividades enzimáticas deshidrogenasa, lipasa, ureasa y fosfatasa.

El tratamiento estadístico de los datos obtenidos consistió en: (1) determinar los intervalos de confianza a $P < 0,05$ para la evolución de cada parámetro y comparar el efecto de los diferentes tratamientos y (2) se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para analizar las relaciones entre las propiedades del suelo estudiadas.



5. RESUMEN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5. RESUMEN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este apartado se realiza un resumen de los resultados y su discusión presentados en cada una de las publicaciones asociadas a los experimentos que han compuesto esta tesis. En el experimento de **tratamiento de los residuos florícolas mediante compostaje**, se obtuvieron los siguientes resultados, discutidos como se muestra de forma resumida a continuación:

Evolución de la temperatura durante el compostaje

Todas las pilas presentaron perfiles similares de temperatura con incrementos al inicio del proceso y después de cada volteo. La fase termófila duró más tiempo en la pila 1 (138 días) probablemente debido a que ésta contenía mayor cantidad de carbono hidrosoluble fácilmente degradable (Leconte et al., 2009). En todas las pilas se alcanzaron temperaturas superiores a la temperatura mínima para la reducción de patógenos (>55 °C), las cuales se mantuvieron durante más de dos semanas, que junto con los cinco volteos realizados en las pilas durante el periodo de altas temperaturas garantizaron la higienización de los compost (EPA, 2003). Después de 17-20 semanas la temperatura disminuyó progresivamente hasta el final de la fase bio-oxidativa, comenzando a partir de este momento la etapa de maduración de los compost.

Evaluación de la degradación de la materia orgánica e índices de humificación y germinación durante el proceso de compostaje

En todas las pilas los valores de pH se incrementaron debido a la degradación de compuestos con carácter ácido y del nitrógeno orgánico a NH_3 , llevada a cabo por los microorganismos del proceso (Paredes et al., 2000). La conductividad eléctrica (CE) disminuyó debido a la lixiviación de las sales provocada por el riego, excepto en el caso de la pila 1, donde este parámetro aumentó posiblemente debido a la mayor capacidad de retención hídrica del material empleado como cama contenido en el estiércol de pollo de engorde utilizado en esta pila.

La cantidad de materia orgánica (MO) disminuyó con el tiempo en todas las pilas, alcanzando pérdidas de MO de 72-81% durante la fase biooxidativa. En la fase de maduración las pérdidas de MO fueron bajas, indicando la relativa estabilidad de las pilas después de la fase bio-oxidativa, tal y como ha sido observado por otros autores durante el co-compostaje de residuos vegetales con estiércoles de aves (Bustamante et al., 2008; Gavilanes-Terán et al., 2016; Paredes et al., 2000). En todas las pilas, las pérdidas de MO producidas durante el proceso de compostaje se ajustaron a una cinética de primer orden. Este análisis cinético nos indicó que en las pilas 1 y 2 se produjo una desaceleración del proceso y una menor degradación de la OM, probablemente debido al mayor contenido de polifenoles térmicamente estables de estas pilas en comparación con la pila con estiércol de codorniz (pila 3) (Volf et al., 2014).

También, la relación C/N disminuyó debido a que durante el proceso el contenido de C_{org} se redujo y el N_t aumentó significativamente en el tiempo, lo cual también fue encontrado por Paredes et al., (2000), Bustamante et al., (2008), Leconte et al., (2009) y Wang et al., (2014) en diferentes experimentos de compostaje de residuos de plantas con estiércoles de aves.

En todas las pilas, el contenido de carbono orgánico hidrosoluble (C_w) se redujo a lo largo del proceso. Sin embargo, en la pila 1, la concentración de C_w aumentó a través de la fase termofílica, lo cual pudo atribuirse a la biodegradación de la celulosa y hemicelulosa del material empleado como cama contenido en el estiércol usado para esta pila, mientras que el posterior descenso de este parámetro indicó que los microorganismos usaron los compuestos resultantes de la degradación de estos polímeros como fuente de energía (Leconte et al., 2009). Respecto a los polifenoles hidrosolubles, hay que indicar que los residuos florícolas tienen un alto contenido de estos compuestos en comparación con otros residuos vegetales (Gavilanes-Terán et al., 2015). Por ello, todas las pilas presentaron altos contenidos de polifenoles hidrosolubles al inicio del proceso de compostaje, observándose posteriormente una disminución de su concentración en todas ellas durante la fase termofílica. Este hecho pudo ser debido a la capacidad de la biota termofílica para degradar los polifenoles (Rigane et al., 2015), consiguiéndose así la reducción de la fitotoxicidad de los materiales compostados.

Durante el compostaje aumentaron los valores de los parámetros relacionados con la humificación de la materia orgánica (tales como la relación C de ácidos húmicos (C_{ah})/C de ácidos fúlvicos (C_{af}), el índice de humificación ($IH = (C_{ah}/C_{org}) \times 100$), la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y la relación CIC/C_{org}) debido a la transformación de las moléculas orgánicas simples en moléculas más complejas como los ácidos húmicos (Bernal et al., 2017). Todas las pilas presentaron un índice de germinación (IG) por encima del valor mínimo ($IG > 50\%$) lo cual indicó la ausencia de fitotoxicidad en los compost de acuerdo con Zucconi et al. (1981). Esta reducción de la fitotoxicidad estuvo en concordancia con la disminución de compuestos de naturaleza fitotóxica, tales como los polifenoles hidrosolubles (Albuquerque et al., 2006).

En el análisis de componentes principales (CP) realizado se obtuvo que mediante dos CP el modelo fue capaz de explicar el 77,8% de la variabilidad, contribuyendo a esta variabilidad el CP1 con un 46,2% y el CP2 con un 31,6%. En una figura se representó la asociación existente entre los diferentes parámetros agrupados en los CP 1 y 2, observándose que en el CP1 se agruparon las variables relacionadas con la humificación de la materia orgánica, mientras que en el CP2 se agruparon los parámetros asociados con la mineralización y la fitotoxicidad de la materia orgánica. La CE no se correlacionó con las variables incluidas en los CP 1 y 2, incluyéndose en el CP3, el cual no fue significativo. Por otra parte, también se representó en otra figura los resultados del análisis de CP basado en los datos obtenidos de los parámetros estudiados a lo largo del proceso de compostaje. En esta figura se observó que en el eje del CP1 se separaron las muestras en función de los días de muestreo, con cargas positivas en este eje para las muestras tomadas al final de la fase biooxidativa y del compost maduro en las pilas 2 y 3 y para todas las muestras, excepto el muestreo inicial, de la pila 1. Estos resultados obtenidos en la Pila 1 pudieron ser debidos a que esta pila presentó valores más altos de los parámetros de humificación de la MO, agrupados en este CP, probablemente debido a la mejora del proceso de humificación de la MO inducido por el lecho de paja de arroz (Vargas-Gracia et al., 2006) empleado como cama y presente en el estiércol de pollo de engorde. En general, CP2 separó las muestras en función del estiércol de aves de corral utilizado, con cargas positivas en el eje de este CP para todas las muestras de la pila 1, elaboradas con estiércol de pollo de engorde. Estos resultados mostraron que el uso de este tipo de estiércol influyó en la mineralización y humificación de la MO durante el compostaje de los residuos de flores.

Valor agronómico de los compost finales

Todos los compost tuvieron valores de pH y CE dentro de los límites establecidos para las enmiendas de suelos empleadas en cultivos ornamentales (US Composting Council, 2001). Los compost 1 y 2 tuvieron los contenidos de materia orgánica dentro del rango recomendado por el US Composting Council (2001) y fueron similares a aquellos de las enmiendas orgánicas actualmente utilizadas para cultivar rosas. Todos los compost presentaron valores de la relación C/N <20 y de la relación $C_{ah}/C_{af} > 1$, lo cual indicó una adecuada madurez (Bernal et al., 2009; Pilar Bernal et al., 2017). El compost 1 tuvo valores más altos de los parámetros relacionados con la humificación de la MO, mostrando mayor polimerización de la MO con características aromáticas y grupos funcionales que proveen CIC, lo cual es requerido en las enmiendas del suelo usadas para cultivar rosas asegurando la apropiada nutrición de la planta (Ferrer & Salvador, 1986). El compost 2 presentó las más altas concentraciones de macronutrientes y sodio, mientras que el compost 1 tuvo mayor valor de la relación N/P, lo que indicó que este compost presentó un mayor equilibrio de nutrientes, ya que las plantas necesitan más N que P (Leconte et al., 2009). En relación con el contenido de micronutrientes, la concentración de Fe fue mayor en el compost 3, mientras que el compost 2 tuvo los mayores contenidos de Mn y Zn. Además, las concentraciones de metales pesados de todos los compost estuvieron muy por debajo de los límites máximos permitidos por el US Composting Council (2001).

Valor económico asociado a los nutrientes contenidos en los compost

El valor combinado de todos los nutrientes (N, P_2O_5 y K_2O) contenidos en los compost disminuyó en el siguiente orden: compost 2 > compost 1 > compost 3, principalmente debido al mayor contenido de P_2O_5 en el compost 2. En cuanto a los contenidos de nutrientes, el fósforo contribuyó aproximadamente del 50 al 60% del valor combinado de los nutrientes de los compost.

En el experimento sobre el **empleo de los compost a base de residuos florícolas como enmiendas orgánicas para el cultivo de rosas**, los resultados más importantes y su discusión fueron:

Efecto de los tratamientos sobre los parámetros agronómicos del suelo

La aplicación de los compost al suelo produjo un aumento inicial en el pH del suelo, en comparación con el control (FWF). Después de la última cosecha, los suelos con los tratamientos con agua de riego tuvieron valores de pH más alto que aquellos con fertirriego, probablemente debido a la alcalinidad del agua utilizada (Kaps y Odneal, 1998). El pH aumentó en los suelos de todos los tratamientos a lo largo del experimento, excepto en los suelos que recibieron compost y fertirrigación. El aumento del pH del suelo disminuye la disponibilidad de micronutrientes esenciales debido a la reducción de su solubilidad (Bernstein et al., 2006) y afecta negativamente a las rosas que son sensibles a la clorosis inducida por el pH alto. Los suelos control tuvieron valores iniciales de conductividad eléctrica (CE) más altos que los tratados con compost, debido al menor contenido salino de los compost como consecuencia de la lixiviación de sales causada por el riego de las pilas durante el proceso de compostaje (Idrovo-Novillo et al., 2018). La presencia alta de sales en los suelos es un factor limitante para este cultivo, ya que las rosas presentan una baja tolerancia a la salinidad, debido a que afecta

negativamente a su crecimiento y rendimiento (Cai et al., 2014). La CE se redujo considerablemente con el tiempo, posiblemente debido a la absorción de nutrientes por el cultivo y a la lixiviación de sales a las capas más profundas del suelo, no observándose diferencias significativas en los valores finales de este parámetro debido a los tratamientos.

Respecto a los contenidos de materia orgánica del suelo (MO), todos los tratamientos tuvieron valores de este parámetro estadísticamente similares antes de la plantación. El porcentaje de MO disminuyó en la mayoría de los tratamientos durante el desarrollo del cultivo, excepto en el caso de los suelos que recibieron compost y fertirrigación, atribuyendo la disminución a la mineralización de la MO y el aumento a los exudados de MO soluble procedente de las raíces (Paredes et al., 2016). El aumento de la MO en los suelos con compost+fertirrigación estuvo en concordancia con la mayor producción de rosas de estos tratamientos.

Antes de la plantación, las concentraciones de nitrógeno total (N_{total}) y potasio asimilable (K_{as}) fueron más altas en los suelos con los compost 1 o 3 (con y sin fertirrigación), mientras que los contenidos iniciales de fósforo asimilable (P_{as}) fueron mayores en los suelos con los compost 2 o 3 (con y sin fertirrigación), en comparación con los valores iniciales de estos parámetros en el suelo control. Al final del experimento, las concentraciones de N_{total} fueron significativamente mayores en las parcelas que recibieron compost y fertirrigación, lo cual indicó que la aplicación conjunta de enmiendas orgánicas y fertilizante mineral puede aumentar la disponibilidad de nitrógeno a las plantas y disminuir las pérdidas de este nutriente a través de su lixiviación como nitratos (Dai et al., 2017). La eutrofización del agua y la salinización del suelo debido a la lixiviación de nutrientes de la fertirrigación son los problemas ambientales más importantes en la producción intensiva de flores (Chang et al., 2010; Sahle and Potting, 2013), los cuales podrían reducirse empleando una combinación de compost y fertilización química. En general, las concentraciones finales de P_{as} y K_{as} fueron significativamente mayores en los suelos con compost que en el suelo control, siendo estos resultados también observados en otros experimentos de adición de compost al suelo como fertilizante orgánico para el cultivo de lechuga (Paredes et al., 2005) y para diferentes cultivos (Bedada et al., 2014). Por lo tanto, el uso de compost en este experimento podría ayudar a reducir la aplicación de fertilizantes químicos en la próxima temporada de producción de rosas. La concentración de los macronutrientes (N, P y K) disminuyó en todos los tratamientos a lo largo del experimento, posiblemente debido a la toma de nutrientes por parte de las plantas o a su lixiviación a las capas más profundas del suelo.

En la mayoría de los tratamientos con compost el contenido inicial de micronutrientes asimilables fue mayor que en el suelo control. Después del último corte de rosas, la concentración de Fe asimilable fue muy similar en todos los suelos. Sin embargo, las concentraciones finales de Cu, Mn y Zn fueron más bajas en los tratamientos C1, C2 y C3 (con riego con agua), probablemente debido al incremento de pH de estos suelos por la alcalinidad del agua de riego, que redujo la disponibilidad de estos micronutrientes. El contenido de los micronutrientes disponibles disminuyó durante todo el experimento para la mayoría de los tratamientos, posiblemente debido a la absorción por parte del cultivo. Todos los suelos tuvieron contenidos finales de metales pesados por debajo de los niveles considerados tóxicos en el suelo, de acuerdo con las directrices americanas sobre las concentraciones máximas permitidas de oligoelementos en suelos agrícolas (Cu <100 mg/kg y Zn <220 mg/kg) (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Efecto de los tratamientos sobre los parámetros de rendimiento y calidad de la rosa

El comienzo de la producción de rosas se produjo más tarde en las plantas sin fertirrigación, posiblemente debido a los menores contenidos de Zn en los suelos que se regaron solo con agua. Ahmad et al. (2010) encontraron que la fertilización con Zn + B estimula la producción temprana de rosas. La longitud del tallo es el parámetro más importante en la evaluación de la calidad de las rosas cortadas (Nazari et al., 2009), siendo los tratamientos con compost + fertirrigación los que dieron los valores promedio más altos de este parámetro, posiblemente debido a la mayor disponibilidad de micronutrientes en estos tratamientos (Khoshgoftarmanesh et al., 2008; Ahmad et al., 2010;). Los pesos de los tallos de las rosas cultivadas en las parcelas con compost + fertirrigación fueron similares y mayores que aquellos de las plantas del suelo control y las irrigadas solo con agua, respectivamente. El diámetro de la flor y la duración en florero fueron muy similares para la mayoría de los tratamientos estudiados, excepto en los casos de C1 y C3F, que exhibieron los valores más bajos y más altos de ambos parámetros, respectivamente. Chang et al. (2010) también encontraron que la duración en florero de flores de corte como *Anthurium andreanum* Lind. no fue influenciada significativamente por el uso de fertilizantes orgánicos o químicos. Con respecto a la producción de rosas, los tratamientos de compost + fertirrigación dieron los mayores rendimientos, independientemente del tipo de compost utilizado, probablemente debido a que estos tratamientos proporcionaron suficiente nitrógeno para el desarrollo óptimo de las rosas, pues la demanda de nitrógeno es mayor para el desarrollo de los brotes de floración que para cualquier parte de la planta (Alvarado-Camarillo et al., 2018).

Análisis multivariante

En el análisis de componentes principales (CP) realizado, el 86% de la variabilidad fue explicada por dos CP: El CP1 explicó el 59,4% y el CP2 el 26,6%. El CP1 agrupó los parámetros relacionados con el rendimiento y la calidad de las flores y algunas propiedades agronómicas del suelo, como MO, Cu_{as}, Mn_{as}, Zn_{as}, N_{total} y pH. El tiempo transcurrido hasta la primera cosecha y el pH del suelo se correlacionaron negativamente con las otras variables, lo que sugirió que un aumento en el pH del suelo disminuyó la disponibilidad de los micronutrientes, induciéndose de esta forma una extensión del período hasta la primera cosecha. El CP2 estuvo relacionado con los nutrientes del suelo menos limitantes para el cultivo de rosas (P_{as}, K_{as} y Fe_{as}) y la CE. La CE se correlacionó negativamente con las otras variables, lo que demostró que los iones solubles de P, K y Fe no contribuyeron a la salinidad del suelo. El CP1 separó los tratamientos de compost + fertirrigación del resto de las enmiendas orgánicas utilizadas, distribuyéndose los tratamientos C1F, C2F y C3F en el lado positivo. Estos tratamientos dieron, en general, el mayor rendimiento y calidad de las rosas, ya que suministraron los micronutrientes y el nitrógeno que demandó este cultivo. El CP2 discriminó los tratamientos, en el lado positivo se distribuyó la mayoría de los tratamientos con compost, separados del control en el lado negativo. Por lo tanto, el contenido de P_{as}, K_{as} y Fe_{as} y los valores de CE del suelo causaron esta separación.

Rentabilidad de la rosa

En este trabajo se evaluó la rentabilidad de las rosas teniendo en cuenta los costes asociados con la producción anual de flores en los dos los escenarios de fertilización estudiados "residuos de flores con

fertirrigación "y" compost con y sin fertirrigación". En el primer escenario se contabilizó los costes de la energía utilizada para triturar estos residuos y la mano de obra empleada para esta operación. Los costes de producción de compost incluyeron los costes de las materias primas (estiércol de aves de corral y serrín) y su transporte, el coste de triturar los residuos de flores y el coste de la mano de obra requerida para la preparación de las mezclas, los volteos y el control del proceso, así como el coste del agua aplicada durante el proceso de compostaje. Las diferencias en los costes de los compost se debieron principalmente a las diferentes dosis necesarias para ajustar el contenido final de MO en el suelo al 5%. El coste promedio de producción de compost fue de 31 dólares estadounidenses (USD)/tonelada, que está dentro del rango establecido para la producción de compost en países europeos (20-60 € tonelada⁻¹ ≈ 23-70 USD tonelada⁻¹) (European Commission, 2014) y cercano al coste promedio para la producción de la mezcla más rentable, de acuerdo con las características físico-químicas óptimas (21,58 € tonelada⁻¹ ≈ 24,60 USD tonelada⁻¹) (Proietti et al., 2016). Sin embargo, el coste promedio de producción de compost encontrado en este trabajo fue menor que el coste del compost en Ecuador (150 € tonelada⁻¹ ≈ 175 USD tonelada⁻¹). Este coste tan elevado del compost en Ecuador se debe a que la mayor parte del compost es importado por la escasez de plantas comerciales de compostaje en el país (Jara-Samaniego et al., 2017). Dentro de los costes asociados con la producción de rosas, los costes de la mano de obra fueron el componente principal, lo cual fue también observado por Torrellas et al., (2012) en un estudio ambiental y económico realizado en dos cultivos protegidos (tomate y rosa). En la producción de rosas de corte muchas tareas intensivas emplean mano de obra, como la aplicación de enmiendas orgánicas y pesticidas, el desbotone, el deshojado, la poda, la cosecha, la post-cosecha y la renovación de cultivos (Barriga, 2006). La industria de la rosa de corte es uno de los sectores donde los pesticidas y los fertilizantes minerales se usan intensivamente (Sahle y Potting, 2013), por lo que sus costes asociados son también notables.

Se realizó una comparación económica del empleo de los residuos de flores triturados no estabilizados + fertirrigación y los compost con y sin fertirrigación para el cultivo de rosas, teniendo en cuenta solamente los ingresos netos, de acuerdo con Cappa et al. (2015). Los ingresos netos se calcularon como la diferencia entre el ingreso bruto y el coste de producción de las flores. El ingreso bruto se estimó a partir del rendimiento de las rosas obtenidas y su precio de venta promedio en 2017, el cual fue de 5,80 USD kg⁻¹ (Expoflores, 2017). Las diferencias de ingresos netos entre los tratamientos fueron estadísticamente significativas. El tratamiento con los ingresos netos más bajos fue C2 (-18215.88 USD ha⁻¹); con este tratamiento los costes fueron más altos que el ingreso bruto. No se encontraron diferencias significativas entre los ingresos netos de los tratamientos C1, C3 y FWF debido a que las producciones de flores en estos tratamientos fueron similares. Los tratamientos que combinaron la aplicación de compost con fertirrigación (C1F, C2F y C3F) mostraron los valores de ingresos netos más altos, lo que indicó una mayor rentabilidad para la producción de rosa de corte con estos tratamientos. Por lo tanto, estos resultados indicaron que la fertilización que combina compost y fertilizante químico tendrá un efecto positivo en los aspectos comerciales del cultivo y contribuirá a mejorar su rentabilidad económica.

En el experimento sobre la **biorremediación de suelos contaminados por petróleo empleando diferentes enmiendas orgánicas e inóculos bacterianos solos o combinados**, los resultados más importantes y su discusión fueron:

Evolución de la concentración de hidrocarburos policíclicos totales procedentes del petróleo

La concentración de hidrocarburos policíclicos totales (TPH) disminuyó con el tiempo en todos los tratamientos, siendo mayor la descontaminación conseguida con el tratamiento C debido posiblemente al aumento de la disponibilidad de los hidrocarburos a través de la capacidad surfactante que posee el material húmico presente en los compost (Megharaj et al., 2011). De este modo, se redujo la resistencia que presentan los hidrocarburos a su degradación por parte de los microorganismos del suelo como consecuencia de su hidrofobicidad y su unión con la materia orgánica del suelo (Lladó et al., 2013). La colonización del suelo por las bacterias del consorcio de microorganismos del tratamiento comercial se vio obstaculizada por la microbiota nativa del suelo contaminado. La bioestimulación de la microbiota nativa mediante las enmiendas C y RF promovió la mayor biodegradación de TPH, resultado también obtenido por Lladó et al. (2013) en un experimento de comparación de estrategias de bioaumentación y bioestimulación para la biorremediación de un suelo contaminado con hidrocarburos.

Evolución de los contenidos de carbono orgánico, nitrógeno total y fósforo asimilable

Las concentraciones de Corg disminuyeron notablemente durante los primeros 77 días de incubación en todos los tratamientos, probablemente debido a la degradación de los hidrocarburos más lábiles (Lee et al., 2008). La menor reducción de Corg durante los últimos 28 días del experimento podría estar relacionada con la presencia final de la fracción de hidrocarburos más recalcitrantes. El contenido de Nt se redujo rápidamente durante los primeros 28 días, posiblemente debido a la degradación del N orgánico llevada a cabo de forma paralela por los microorganismos durante la degradación inicial de los hidrocarburos más lábiles. Sin embargo, la concentración de fósforo se incrementó durante los primeros 28 días de incubación, probablemente como consecuencia de la transformación del P orgánico en asimilable durante la degradación inicial de los hidrocarburos, y se redujo hacia el final del experimento posiblemente a causa de la inmovilización microbiana de este nutriente.

Evolución de las actividades enzimáticas

En todos los tratamientos con inóculo y/o enmienda orgánica, la actividad deshidrogenasa disminuyó o permaneció sin cambios durante los primeros 49 días del ensayo y después tuvo un incremento, siendo más alto este incremento en los suelos con C, donde la reducción de TPH fue mayor. El aumento de la actividad deshidrogenasa al final del experimento y una mayor degradación de hidrocarburos en suelos enmendados con compost fue también observado por Lee et al. (2008) en un estudio de biorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos procedentes de aceites minerales, utilizando diferentes enmiendas orgánicas. Sin embargo, la evolución de esta actividad enzimática fue prácticamente constante en los suelos control a lo largo del periodo de incubación. En todos los tratamientos la actividad lipasa fue más alta cuando la concentración de hidrocarburos fue baja, no encontrándose así una relación entre la mayor degradación de hidrocarburos y los valores más altos de esta actividad, pudiéndose atribuir la alta actividad lipasa en los tratamientos RF, C+TC y RF+TC a compuestos lipídicos derivados de los residuos vegetales. Estos resultados también fueron observados por otros autores, tales como, Lee et al. (2008) y Margesin et al. (2000). La actividad ureasa aumentó rápidamente a partir de los 21 días de incubación y su evolución fue inversa a aquella de la degradación de TPH, siendo estos resultados similares a los encontrados por Li et al. (2005) en un estudio realizado

en áreas irrigadas con aguas contaminadas con petróleo. Finalmente, la actividad fosfatasa disminuyó rápidamente después de los 28 días de incubación, observándose en general una mayor actividad de esta enzima en los tratamientos con enmiendas orgánicas, lo cual pudo deberse a la inmovilización de la enzima en la matriz de compuestos húmicos ya presentes en el compost o generados durante la degradación de las enmiendas orgánicas en el suelo (Lee et al., 2008).

Análisis multivariante

La concentración de TPH se correlacionó directamente con los contenidos de Nt y Corg, mientras que las actividades ureasa y deshidrogenasa se correlacionaron de forma negativa con el contenido de estos contaminantes, por lo que estas actividades podrían emplearse como indicadores biológicos para el seguimiento de la biorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos.



6. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DEL FUTURO

6. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DEL FUTURO

6.1 CONCLUSIONES

A partir de los diferentes estudios realizados en la presente investigación se pueden extraer las siguientes conclusiones:

- El **compostaje de los residuos de flores con serrín y tres estiércoles de aves de corral diferentes** (estiércol de pollo de engorde o estiércol de gallina ponedora o estiércol de codorniz) se desarrolló adecuadamente, obteniéndose compost adecuados para su uso como enmiendas orgánicas en la producción de rosas. Sin embargo, el tipo de estiércol de ave de corral utilizado influyó en el valor agronómico de los compost finales, con respecto a su uso como enmiendas orgánicas para el cultivo de rosas; el contenido de materia orgánica y el equilibrio de nutrientes fueron mayores cuando se usó estiércol de pollo de engorde. Además, el uso de este estiércol influyó en la producción de un compost con una mayor humificación de la materia orgánica y un notable valor económico adicional del compost final derivado de su contenido de nutrientes. Por lo tanto, el compostaje de residuos de flores puede contribuir a la adopción de modelos de producción de ciclo cerrado en países en desarrollo como Ecuador, aumentando la eficiencia del uso de recursos en la producción de rosa de corte.
- En el experimento sobre **el empleo de los compost a base de residuos florícolas como enmiendas orgánicas para el cultivo de rosas** se puede concluir que la aplicación combinada de compost de residuos de rosas y fertirrigación mejoró la fertilidad del suelo, especialmente los contenidos de materia orgánica, nitrógeno y micronutrientes disponibles, en comparación con el uso de los residuos de rosas triturados y sin estabilizar+fertirrigación. La mayor longitud del tallo de las rosas de corte y el rendimiento más alto de las plantas de *Rosa* sp. var. Freedom cultivadas en el suelo tratado con la combinación de compost de residuos de rosas y fertirrigación confirmaron estos efectos beneficiosos. Este estudio también mostró que el aumento en el rendimiento de la producción de rosa de corte debido a los tratamientos compost+fertirrigación podría compensar los costes de producción de los compost, dando el mayor ingreso neto. Las respuestas significativamente menores del rendimiento y la calidad de *Rosa* sp. var. Freedom de los tratamientos con compost de residuos de rosas sin fertirrigación podría deberse a un suministro insuficiente de micronutrientes de estos compost, debido al alto pH del suelo producido por el riego continuado con agua con un pH alto. Se requiere un estudio más detallado para mostrar si los compost de residuos de rosas solos, usando agua de riego con ajuste de pH, podrían suministrar los nutrientes necesarios para el cultivo de rosas; en este caso, estos compost podrían reemplazar la fertirrigación química en la producción de rosa de corte en condiciones de invernadero. Por lo tanto, este trabajo indica que los compost a base de residuos de rosas pueden utilizarse para la fertilización orgánica y la mejora del suelo en el cultivo de rosas, cerrando así el ciclo de producción y, al mismo tiempo, proporcionando mayor rentabilidad y disminución de cualquier efecto ambiental negativo.
- A partir de los resultados obtenidos en el experimento sobre **la biorremediación de suelos contaminados por petróleo empleando diferentes enmiendas orgánicas e inóculos bacterianos solos o combinados** se puede concluir que la técnica de bioestimulación de los microorganismos endógenos del suelo mediante el empleo de compost de residuos de flores fue adecuada para la

reducción de los hidrocarburos procedentes del petróleo que contaminan los suelos. Este resultado pudo deberse a que el compost proporcionó de forma más eficiente macronutrientes tales como, nitrógeno y fósforo, así como incrementó la biodisponibilidad de los hidrocarburos mediante la capacidad surfactante de las sustancias húmicas presentes en esta enmienda orgánica. El tratamiento comercial, a base del consorcio de microorganismos, empleado de forma aislada o combinado con una enmienda orgánica no produjo la mayor descontaminación de los suelos de este estudio, probablemente debido a que los microorganismos del inóculo tuvieron su actividad dificultada por los microorganismos nativos del suelo contaminado. Por otra parte, Las actividades deshidrogenasa y ureasa del suelo resultaron ser indicadores biológicos efectivos para el control de la biodegradación de los hidrocarburos en los suelos contaminados por petróleo.

6.2 PERSPECTIVAS DE FUTURO

Las actividades agroindustriales en Ecuador generan importantes cantidades de residuos, cuya gestión no está optimizada. Algunas empresas, públicas y privadas, gestionan los residuos orgánicos mediante vermicompostaje y a través de procesos de compostaje para la producción de abonos orgánicos. Sin embargo, la mayoría de los residuos son eliminados en vertederos controlados e incontrolados, ríos o son incinerados, ocasionándose impactos ambientales, tales como, contaminación visual, emisiones de malos olores y de gases con efecto invernadero, producción de lixiviados, contaminación de aguas, disminución de la vida útil del vertedero y degradación del suelo. Por lo tanto, existe una amplia perspectiva para **futuras investigaciones** relacionadas con este estudio.

Actualmente, la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (Ecuador) y la Universidad Miguel Hernández (España) llevan a cabo dos proyectos de investigación conjuntos, en los cuales estoy colaborando como investigador. Los objetivos de estos proyectos son realizar la gestión sostenible de residuos de origen agroindustrial mediante compostaje para la producción de fertilizantes orgánicos y la recuperación de la energía calórica generada en el proceso, así como, evaluar la biodisponibilidad de metales pesados del suelo y su grado de transferencia a los alimentos en las zonas de influencia del volcán Tungurahua.

Por lo tanto, las perspectivas de futuro se podrían encuadrar dentro las actividades a realizar en estos proyectos:

- Compostaje de residuos agroindustriales producidos en la provincia de Chimborazo mediante diferentes sistemas de compostaje, con el objeto de optimizar el proceso y reducir el impacto ambiental de este sistema de tratamiento.
- Aislamiento e identificación de microorganismos que intervienen en el proceso de compostaje y su potencial uso como inóculos para que la degradación de la materia orgánica sea más eficaz y así reducir el tiempo del proceso.
- Recuperación de la energía calórica del proceso de compostaje para su empleo como energía renovable en cualquier aplicación agroindustrial que se requiera.
- Empleo agrícola de los residuos compostados en los cultivos que los produjeron en primer lugar, potenciándose así el reciclaje de los macro y micronutrientes de los residuos sólidos orgánicos compostados.
- Evaluación de la transferencia de metales pesados a los cultivos desarrollados en los suelos contaminados por la actividad volcánica.
- Reducción de la movilidad de metales pesados en los suelos contaminados por la actividad volcánica, mediante el empleo de compost.
- Coordinar y organizar eventos de carácter científico-técnico para la difusión de los resultados obtenidos sobre la optimización del proceso de compostaje de residuos agroindustriales, con mayor reducción del impacto ambiental del proceso y producción de energía renovable, así como la reducción de la transferencia de metales pesados en el sistema suelo-planta en suelos bajo la acción de volcanes. De esta manera, se crearán espacios de diálogo entre diferentes sectores tanto privados como públicos.

- Realizar escuelas de campo destinadas a la capacitación del personal de las agroindustrias de la provincia de Chimborazo, con la finalidad de reutilizar los residuos agroindustriales para la producción de compost a través de un manejo sostenible de los recursos naturales.

7. BIBLIOGRAFÍA



7. BIBLIOGRAFÍA

- Abad, M., Noguera, P., Burés, S. (2001). National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresource technology*, 77(2), 197-200.
- Abubakar, M., Abubakar, S. (2015). Biodegradation of Gasoil by Fungal Isolates from Petroleum Contaminated Soils. *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology (IOSR-JESTFT)*, 9(11), 38-45.
- Adams, G., Tawari-Fufeyin, P., Ehinomen, I. (2014). Laboratory Scale Bioremediation of Soils from Automobile Mechanic Workshops Using Cow Dung. *Journal of Applied Environmental Microbiology*, 2(4), 128-134.
- Adekunle, I. M. (2011). Bioremediation of Soils Contaminated with Nigerian Petroleum Products Using Composted Municipal Wastes. *Journal, Bioremediation*, 15(4), 230-241.
- Adenipekun C. O., Lawal R. (2012). Uses of mushrooms in bioremediation: A review. *Biotechnology and Molecular Biology Reviews*, 7(3), 62-68.
- Agegnehu, G., Nelson, P. N., Bird, M. I. (2016). The effects of biochar, compost and their mixture and nitrogen fertilizer on yield and nitrogen use efficiency of barley grown on a Nitisol in the highlands of Ethiopia. *Science of the Total Environment*, 569, 869-879.
- Agencia de Regulación y Control Hidrocarburífero. (2016). Producción diaria de petróleo y gas natural neto de campo a nivel nacional. Información disponible en: <http://www.controlhidrocarburos.gob.ec/> (Fecha de acceso 13/09/2019).
- Agencia de Regulación y Control Hidrocarburífero. (2017). *Producción diaria de petróleo y gas natural neto de campo a nivel nacional*. Información disponible en: <http://www.controlhidrocarburos.gob.ec/> (Fecha de acceso 13/09/2019)
- Ahmad, I., Khan, M. A., Qasim, M., Ahmad, R., Randhawa, M. A. (2010). Growth, yield and quality of *Rosa hybrida* L. as influenced by various micronutrients. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 47(1), 5-12.
- Albuquerque, J A, de la Fuente, C., Bernal, M. P. (2011). Improvement of soil quality after “alperujo” compost application to two contaminated soils characterised by differing heavy metal solubility. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 733-741.
- Albuquerque, José Antonio, González, J., García, D., Cegarra, J. (2006). Measuring detoxification and maturity in compost made from alperujo, the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere*, 64(3), 470-477.
- Alimentos.org. (2019). Propiedades de los Huevos de Codorniz. Información disponible en: <https://alimentos.org.es/huevos-codorniz> (Fecha de acceso 29/08/2019).
- Allison, L.E.;Moodie, C. D. (1965). Methods of soil analysis. En R. C. Black, C.A., Evans, D.D., Ensminger, L.E., White, J.L., Clark, F.E., Dinauer (Ed.), *Chemical and Microbiological Properties* (Vol. 9). American Society of Agronomy Madison, WI.
- Almeida, A., Maldonado, A., Martínez, E., Fajardo, P. (2014). *Manuales de monitoreo ambiental comunitario*. Editorial Acción Ecológica (4ta edición). Quito, pp. 272.
- Altieri, R., Esposito, A., Baruzzi, G., Nair, T. (2014). Corroboration for the successful application of humified olive mill waste compost in soilless cultivation of strawberry. *International Biodeterioration Biodegradation*, 88, 118-124.
- Alvarado-Camarillo, D., Valdez-Aguilar, L. A., Castillo-González, A. M., Trejo-Téllez, L. I., Martínez-Amador, S. Y. (2018). Biomass, nitrogen and potassium dynamics in hydroponic rose production.

- Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil Plant Science*, 68(8), 719-726.
- Álvarez-Bernal, D., García-Díaz, E. L., Contreras-Ramos, S. M., Dendooven, L. (2006). Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons from soil added with manure or vermicompost. *Chemosphere*, 65(9), 1642-1651.
- ARCH (2015). Instructivo Funcionamiento Registro Control Técnico de Hidrocarburos. Resolución de la Agencia de Regulación y Control Hidrocarburífero 1. Registro Oficial 503 de 19-mayo 2015.
- Asamblea Constituyente. (2008). Constitución de la República del Ecuador. Decreto Legislativo 0. Registro Oficial 449 de 20-octubre 2008 .
- Asamblea Nacional del Ecuador. (2010). Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización. Ley 0. Registro Oficial Suplemento 303 de 19-octubre 2010
- Ascázubi Massón, E. A. (2011). *Evaluación de seis combinaciones de compost de material vegetal de rosas enriquecido con MACHACHI – CAT utilizando como planta indicadora la remolacha*. Tesis de Grado. Escuela Politécnica del Ejército (Ecuador).
- Asociación de Porcicultores del Ecuador. (2016). Estadísticas porcícolas 2016. Información disponible en: <http://www.aspe.org.ec/index.php/informacion/estadisticas/estadisticas-porcicolas-2016> (Fecha de acceso 29 /08/2019).
- Atlas, R. M. (1995). Bioremediation of petroleum pollutants. *International Biodeterioration Biodegradation*, 35(1–3), 317-327.
- Bakke, T., Klungsøyr, J., Sanni, S. (2013). Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. *Marine Environmental Research*, 92, 154-169.
- Banco Central del Ecuador. (2016). Información económica. Información disponible en: <https://www.bce.fin.ec/> (Fecha de acceso 22/04/2019).
- Banco Central del Ecuador. (2017). Información Estadística Mensual. Información disponible en: <https://contenido.bce.fin.ec/home1/estadisticas/bolmensual/IEMensual.jsp> (Fecha de acceso 04/07/2019).
- Banco Central del Ecuador. (2018). Boletín Anuario 2018. Información disponible en: <https://www.bce.fin.ec/index.php/component/k2/item/327-ver-bolet%C3%ADn-anuario-por-a%C3%B1os> (Fecha de acceso: 04/07/2019).
- Banco Mundial. (2017). Rentas del petróleo (% del PIB). Información disponible en: <https://datos.bancomundial.org/indicador/NY.GDP.PETR.RT.ZS?locations=EC> (Fecha de acceso 02/05/2019).
- Barriga, M. (2006). El polen se va y no vuelve: La deuda ecológica de la floricultura colombiana. Información disponible en: <http://www.biodiversidadla.org/content/download/23420/106775/version/1/file/Lapdeudapecol%C3%99> (Fecha de acceso: 18/07/2019).
- Bedada, W., Karlun, E., Lemenih, M., Tolera, M. (2014). Long-term addition of compost and NP fertilizer increases crop yield and improves soil quality in experiments on smallholder farms. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 195, 193-201.
- Beltrán, F. J., García-Araya, J. F., Álvarez, P. M. (1999). Wine distillery wastewater degradation. 1. Oxidative treatment using ozone and its effect on the wastewater biodegradability. *Journal of agricultural and food chemistry*, 47(9), 3911-3918.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M. A., Cegarra, J. (1998). Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology*,

- 63(1), 91-99.
- Bernal, M Pilar, Albuquerque, J. A., Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource technology*, 100(22), 5444-5453.
- Bernal, M Pilar, Sommer, S. G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., Michel Jr, F. C. (2017). Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. *Advances in agronomy*, 144, 143-233.
- Bernstein, N., Bar Tal, A., Friedman, H., Snir, P., Rot, I., Chazan, A., Ioffe, M. (2006). Application of treated wastewater for cultivation of roses (*Rosa hybrida*) in soil-less culture. *Scientia Horticulturae*, 108(2), 185-193.
- Bierkens, J., Geerts, L. (2014). Environmental hazard and risk characterisation of petroleum substances: A guided «walking tour» of petroleum hydrocarbons. *Environment International*, 66(1272), 182-193.
- Bravo, E. (2007). Los impactos de la explotación petrolera en ecosistemas tropicales y la biodiversidad. *Acción Ecológica*, 24(1), 1-15.
- Brinton, W., Evans, E., Droffner, M., Brinton, R. (1995). Standardized test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle*, 36, 64-69.
- Bueno Márquez, P., Díaz Blanco, M. J., Cabrera, F. (2011). Factores que afectan al proceso de compostaje. En: Joaquín Moreno Casco, R. Moral Herrero (Eds.), *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. pp. 93-109.
- Bustamante, M. A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F. C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M. P., Moral, R. (2008). Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere*, 72(4), 551-557.
- Cabildo Miranda, M., Claramunt, R., Cornago, M., Escolástico, C., Esteban, S., Farrán, M., Sanz, D. (2008). *Reciclado y tratamiento de residuos*. UNED, Madrid.
- Cachada, A., Ferreira da Silva, E., Duarte, A. C., Pereira, R. (2016). Risk assessment of urban soils contamination: The particular case of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Science of the Total Environment*, 551-552, 271-284.
- Cai, X., Niu, G., Starman, T., Hall, C. (2014). Response of six garden roses (*Rosa hybrida* L.) to salt stress. *Scientia horticulturae*, 168, 27-32.
- Calvache Ulloa, A. (2017). Cultivo de Rosas para Exportación. *Rumipamba*, 24(1), 1-6.
- Capa, D., Pérez-Esteban, J., Masaguer, A. (2015). Unsustainability of recommended fertilization rates for coffee monoculture due to high N₂O emissions. *Agronomy for sustainable Development*, 35(4), 1551-1559.
- Castells, X. E., Flotats, X., Campos, E. (2000). *Procesos biológicos: la digestión anaerobia y el compostaje*. Ediciones Díaz de Santos, Madrid. pp. 1206.
- Cayuela, M. L., Mondini, C., Insam, H., Sinicco, T., Franke-Whittle, I. (2009). Plant and animal wastes composting: Effects of the N source on process performance. *Bioresource Technology*, 100(12), 3097-3106.
- Cendón, Y., Moldes, A., Barral, M. T. (2008). Evaluation of municipal solid waste compost as a growing media component for potted plant production. *Acta Horticulturae*, 779, 591-598.
- Chang, J. I., Tsai, J. J., Wu, K. H. (2006). Thermophilic composting of food waste. *Bioresource Technology*, 97(1), 116-122.
- Chang, K. H., Wu, R. Y., Chuang, K. C., Hsieh, T. F., Chung, R. S. (2010). Effects of chemical and organic fertilizers on the growth, flower quality and nutrient uptake of *Anthurium andreaeanum*, cultivated

- for cut flower production. *Scientia Horticulturae*, 125(3), 434-441.
- Changa, C. M., Wang, P., Watson, M. E., Hoitink, H. A. J., Michel, F. C. (2003). Assessment of the Reliability of a Commercial Maturity Test Kit for Composted Manures. *Compost Science Utilization*, 11(2), 125-143.
- Chen, M., Yang, C., Huang, D., Zhang, J., Xu, P., Zeng, G., ... Zhang, J. (2015). Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: Applications, microbes and future research needs. *Biotechnology Advances*, 33(6), 745-755.
- Chica, A. F., García, J. L. (2011). Aspectos técnicos en el desarrollo y control del proceso de compostaje. En: Joaquín Moreno Casco, R. Moral Herrero (Eds.), *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. pp. 141-164.
- Code of Federal Regulations (2019). Code of Federal Regulations. Información disponible en: https://www.ecfr.gov/cgi-bin/text-idx?SID=b807e5b2b11b1f0163460d56a50d64bc&mc=true&tpl=/ecfrbrowse/Title40/40tab_02.tpl (Fecha de acceso 18/06/2019).
- Congreso Nacional. (2004). Ley de Gestión Ambiental. Codificación 19. Registro Oficial Suplemento 418 de 10-septiembre 2004.
- Coria, I. D. (2007). Remediación de suelos contaminados con hidrocarburos. Universida Abierta Interamericana. *Centro de Altos Estudios Globales*. Información disponible en: <http://sustentabilidad.uai.edu.ar/pdf/ing/UAIS-IGA-600-001%20-%20Remediacion.pdf> (Fecha de acceso 18/06/2019)
- Corporación Financiera Nacional. (2017). *Sector Agricultura, Ganadería, Silvicultura y Pesca*. Cultivo de Flores. Información dispnible en: <https://www.cfn.fin.ec/wp-content/uploads/2017/10/FS-Cultivo-de-Flores-octubre-2017.pdf> (Fecha de acceso: 18/06/2019)
- Dai, S., Jing, W., Cheng, Y., Zhang, J., Cai, Z. (2017). Effects of long-term fertilization on soil gross N transformation rates and their implications. *Journal of Integrative Agriculture*, 16(12), 2863-2870.
- Decreto Ejecutivo 1215 (2010). Reglamento ambiental de actividades hidrocarburíferas. Decreto Ejecutivo 1215. Registro Oficial 265 de 13-febrero 2001. Última modificación: 29-septiembre2010.
- Decreto Supremo 2967 (2018). Ley de hidrocarburos. Decreto Supremo 2967. Registro Oficial 711 de 15-noviembre 1978. Última modificación: 21-mayo 2018.
- Dedinec, A., Markovska, N., Ristovski, I., Veleviski, G., Gjorgjievska, V. T., Grncarovska, T. O., Zdraveva, P. (2015). Economic and environmental evaluation of climate change mitigation measures in the waste sector of developing countries. *Journal of Cleaner Production*, 88, 234-241.
- Diaz, L. F. (2017, enero 1). Waste management in developing countries and the circular economy. *Waste Management and Research*, 35(1), 1-2.
- Dirección General de Medio Ambiente (2016). *Guía técnica de prevención de la contaminación del suelo en instalaciones industriales*. Consejería de Medio Ambiente, Administración Local y Ordenación del Territorio, Madrid.
- ECOREGA. (2011). *Sistemas de gestión de los residuos orgánicos en las explotaciones ganaderas*. Información disponible en: https://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=ECOREGA_Organic_Waste_Management_Guide.pdf. (Fecha de acceso: 18/06/2019)
- Ehret, D. L., Menzies, J. G., Helmer, T. (2005). Production and quality of greenhouse roses in recirculating nutrient systems. *Scientia Horticulturae*, 106(1), 103-113.

- Environmental Management Law. (1999). Ley de Gestión Ambiental (Ley No. 37. RO/245 de 30 de Julio de 1999).
- EPA (1996). Guía del ciudadano: La extracción de vapores del suelo y la aspersión de aire. Información disponible en: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/10002PL2.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995+Thru+1999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C95thru99%5CTxt%5C00000004%5C10002PL2.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL>. (Fecha de acceso: 18/07/2019)
- EPA. (2001). *An Organizational Guide to Pollution Prevention*. Información disponible en: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/30004HO0.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=2000+Thru+2005&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C00thru05%5CTxt%5C00000004%5C30004HO0.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL#>. (Fecha de acceso: 18/07/2019)
- EPA. (2003). Technology: Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. Información disponible en: <https://www.epa.gov/biosolids/control-pathogens-and-vector-attraction-sewage-sludge>. (Fecha de acceso: 13/09/2019).
- European Commission. (2014). End-of-waste Criteria for Biodegradable Waste Subjected to Biological Treatment (Compost and Digestate): Technical Proposals. Información disponible en: <http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=6869> (Fecha de acceso 21/08/2019).
- European Communities. (2001). *Survey of wastes spread on land - Final Report*. Información disponible en: <https://ec.europa.eu/environment/waste/studies/compost/landspreading.pdf>. (Fecha de acceso: 21/08/2019)
- Expoflores. (2017). Boletín Junio 2017 - Expoflores. Información disponible en: <https://expoflores.com/?p=1683> (Fecha de acceso 04/07/2019) .
- Expoflores. (2018). Información Económica - Expoflores. Información disponible en: <https://expoflores.com/inteligencia-de-mercados/> (Fecha de acceso 19/02/2019).
- Fernández-Gómez, M. J., Díaz-Raviña, M., Romero, E., Nogales, R. (2013). Recycling of environmentally problematic plant wastes generated from greenhouse tomato crops through vermicomposting. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10(4), 697-708.
- Fernández Rubio, R. (1996). *Suelos Contaminados*. Jornadas Nacionales de Suelos Contaminados: Instituto Tecnológico-Geominero de España. Madrid.
- Ferrer Marti, F., Salvador Palomo, P.J. (1986). *La producción de rosas en cultivo protegido*. Universal Plantas, S.A., Sevilla.
- Ferrera-Cerrato, R., Rojas-Avelizapa, N. G., Poggi-Varaldo, H. M., Alarcón, A., Cañizares-Villanueva, R. O. (2006). Procesos de biorremediación de suelo y agua contaminados por hidrocarburos del petróleo y otros compuestos orgánicos. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 48(2), 179-187.
- Gallego, J. L. R., Loredó, J., Llamas, J. F., Vázquez, F., Sánchez, J. (2001). Bioremediation of diesel-

- contaminated soils: evaluation of potential in situ techniques by study of bacterial degradation. *Biodegradation*, 12(5), 325-335.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., Ayuso, M. (1992). Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 23(13-14), 1501-1512.
- Gavilanes-Terán, I., Jara-Samaniego, J., Idrovo-Novillo, J., Bustamante, M. A., Moral, R., Paredes, C. (2016). Windrow composting as horticultural waste management strategy—a case study in Ecuador. *Waste management*, 48, 127-134.
- Gavilanes-Terán, I., Jara-Samaniego, J., Idrovo-Novillo, J., Bustamante, M., Pérez-Murcia, M. D., Pérez-Espinosa, A., ... Paredes, C. (2017). Agroindustrial compost as a peat alternative in the horticultural industry of Ecuador. *Journal of Environmental Management*, 186, 79-87.
- Gavilanes-Terán, I., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Ángeles Bustamante, M., Gálvez-Sola, L., Jara-Samaniego, J. (2015). Opportunities and Challenges of Organic Waste Management from the Agroindustrial Sector in South America: Chimborazo Province Case Study. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 46(sup1), 137-156.
- Gavilanes Terán, I. (2016). *Sostenibilidad del sector agroindustrial de Ecuador mediante el compostaje de sus residuos y el uso agrícola de los materiales obtenidos*. Tesis Doctoral. Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Gezahegn, D., Girum, T., Said, M. (2018). Biomangement of Rose and carnation wastes in flower industries with three epigeic earthworm species: *Eisenia fetida*, *Eisenia andrie* and *Dendrobanae veneta*. *African Journal of Biotechnology*, 17(33), 1015-1020.
- Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: The expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 114, 11-32.
- Gibson, D. T., Sayler, G. S. (1993). *Scientific foundations of bioremediation: current status and future needs*. American Academy of Microbiology, Washington, DC (United States).
- Gong, X., Li, S., Sun, X., Wang, L., Cai, L., Zhang, J., Wei, L. (2018). Green waste compost and vermicompost as peat substitutes in growing media for geranium (*Pelargonium zonale* L.) and calendula (*Calendula officinalis* L.). *Scientia Horticulturae*, 236, 186-191.
- González-Rojas, E. H. (2011). Concepto y estrategias de biorremediación. *Ingeniería Ambiental-Universidad Antonio Nariño*, 1(2), 20-29.
- Guo, H., Yao, J., Cai, M., Qian, Y., Guo, Y., Richnow, H., ... Ceccanti, B. (2012). Effects of petroleum contamination on soil microbial numbers, metabolic activity and urease activity. *Chemosphere*, 87(11), 1273-1280.
- Haug, R. (1993). *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Taylor and Francis Inc., London.
- Herrmann, R. F., Shann, J. F. (1997). Microbial Community Changes During the Composting of Municipal Solid Waste. *Microbial Ecology*, 33(1), 78-85.
- Hue, N. V., Liu, J. (1995). Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization*, 3(2), 8-15.
- Idrovo-Novillo, J., Gavilanes-Terán, I., Bustamante, M., Paredes, C. (2018). Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. *Process Safety and Environmental Protection*, 116, 388-395.
- Iglesias-Jiménez, E., Pérez-García, V. (1992). Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some "humification" indexes. *Resources, Conservation and Recycling*, 6(3), 243-257.

- Iglesias Jiménez, E., Barral Silva, M. T., Marhuenda Egea, F. C. (2011). Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. En: Joaquín Moreno Casco, R. Moral Herrero (Eds.), *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. pp. 243-283.
- Iglesias Jimenez, E., Perez Garcia, V. (1992). Determination of maturity indexes for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 38(4), 331-343.
- Iglesias Jiménez, E., Perez Garcia, V. (1989). Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biological Wastes*, 27(2), 115-142.
- In, B.-C., Lim, J. H. (2018). Potential vase life of cut roses: Seasonal variation and relationships with growth conditions, phenotypes, and gene expressions. *Postharvest Biology and Technology*, 135, 93-103.
- Inche Mitma, J. L. (2014). Prevención de la contaminación (P2) en la industria. *Industrial Data*, 1(1), 2-4.
- INEC. (2016). Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua. Información disponible en: http://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Estadisticas.agropecuarias/espac/espac-2016/Informe_ejecutivo_ESPAC.2016.pdf (Fecha de acceso 22/04/2017).
- INFOAGRO. (2017). El cultivo de las rosas para corte. Información disponible en: <http://www.infoagro.com/flores/flores/rosas.htm> (Fecha de acceso 04/07/2019).
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2016). Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua. Información disponible en: http://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Estadisticas_agropecuarias/espac/espac-2016/Presentacion_ESPAC_2016.pdf (Fecha de acceso 04/07/2019).
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2013-2018). Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua. Información disponible en: <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/estadisticas-agropecuarias-2/> (Fecha de acceso 02/12/2019)
- Iqbal, S., Thierfelder, C., Khan, H. Z., Javeed, H. M. R., Arif, M., Shehzad, M. (2017). Maximizing maize quality, productivity and profitability through a combined use of compost and nitrogen fertilizer in a semi-arid environment in Pakistan. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 107(2), 197-213.
- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M. D., Bustamante, M. A., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., López, M., ... Moral, R. (2017). Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. *Journal of Cleaner Production*, 141, 1349-1358.
- Jayasinghe, G. Y., Arachchi, I. D. L., Tokashiki, Y. (2010). Evaluation of containerized substrates developed from cattle manure compost and synthetic aggregates for ornamental plant production as a peat alternative. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1412-1418.
- Jeris, J. S., Regan, R. W. (1973). Controlling Environmental Parameters For Optimum Composting. Part II. *Compost Science*, 14(March-April), 8-15.
- Jhorar, B. S., Phogat, V., Malik, R. S. (1991). Kinetics of composting rice straw with glue waste at different carbon: Nitrogen ratios in a semiarid environment. *Arid Land Research and Management*, 5(4), 297-306.
- Jørgensen, K. S., Puustinen, J., Suortti, A. M. (2000). Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil by composting in biopiles. *Environmental Pollution*, 107(2), 245-254.
- Kabata-Pendias, A. (2000). *Trace elements in soils and plants*. Boca Raton, Florida: CRC press.
- Kaifer Brasero, M. J., Aguilar Peña, A., Arana Jiménez, E., Balseiro Bonillo, C., Torá Mouvet, I., Caleyá

- Sánchez, J. M., Pijls, C. (2004). Guía de tecnologías de recuperación de suelos contaminados. Comunidad de Madrid, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Madrid. pp. 175.
- Kaps, M.L., Odneal, M.B. (1998). Blueberry cultivar evaluation on a high pH site in Missouri. *Fruit Varieties Journal*, 52, 91-95.
- Karim, K., Hoffmann, R., Klasson, T., Al-Dahhan, M. H. (2005). Anaerobic digestion of animal waste: Waste strength versus impact of mixing. *Bioresource Technology*, 96(16), 1771-1781.
- Khoshgoftarmanesh, A. H., Khademi, H., Hosseini, F., Aghajani, R. (2008). Influence of additional micronutrient supply on growth, nutritional status and flower quality of three rose cultivars in a soilless culture. *Journal of Plant Nutrition*, 31(9), 1543-1554.
- Kiehl, E. (1985). *Fertilizantes orgânicos*. Editora Agronômica Ceres, Teresina. pp. 492.
- Kim, S. U., Kim, Y. G., Lee, S. M., Park, H. C. (2015). The Effect of Compost Application on Degradation of Total Petroleum Hydrocarbon in Petroleum-Contaminated Soil. *Korean Journal of Environmental Agriculture*, 34(4), 268-273.
- Knudsen, D., Peterson, G. A., Pratt, P. F. (1982). Lithium, sodium, and potassium. En A. L. Page (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*, (2nd ed). American Society of Agronomy, Madison. pp. 225-246.
- Kyung, S. C. (2001). Revista de biología tropical. *Revista de Biología Tropical*, 49(1), 9-13.
- Lau, K. L., Tsang, Y. Y., Chiu, S. W. (2003). Use of spent mushroom compost to bioremediate PAH-contaminated samples. *Chemosphere*, 52(9), 1539-1546.
- Lax, A., Roig, A., Costa, F. (1986). A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant and Soil*, 94(3), 349-355.
- Leconte, M. C., Mazzarino, M. J., Satti, P., Iglesias, M. C., Laos, F. (2009). Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. *Waste Management*, 29(9), 2446-2453.
- Lee, S.-H., Lee, J.-S., Choi, Y. J., Kim, J.-G. (2009). In situ stabilization of cadmium-, lead-, and zinc-contaminated soil using various amendments. *Chemosphere*, 77(8), 1069-1075.
- Lee, S.-H., Oh, B.-I., Kim, J.-G. (2008). Effect of various amendments on heavy mineral oil bioremediation and soil microbial activity. *Bioresource Technology*, 99(7), 2578-2587.
- Li, H., Zhang, Y., Zhang, C. G., Chen, G. X. (2005). Effect of Petroleum-Containing Wastewater Irrigation on Bacterial Diversities and Enzymatic Activities in a Paddy Soil Irrigation Area. *Journal of Environment Quality*, 34(3), 1073.
- Lim, S. L., Lee, L. H., Wu, T. Y. (2016). Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *Journal of Cleaner Production*, 111, 262-278.
- Liu, L., Zhang, T., Wan, H., Chen, Y., Wang, X., Yang, G., & Ren, G. (2015). Anaerobic co-digestion of animal manure and wheat straw for optimized biogas production by the addition of magnetite and zeolite. *Energy Conversion and Management*, 97, 132-139.
- Lladó, S., Covino, S., Solanas, A. M., Viñas, M., Petruccioli, M., D'annibale, A. (2013). Comparative assessment of bioremediation approaches to highly recalcitrant PAH degradation in a real industrial polluted soil. *Journal of Hazardous Materials*, 248-249, 407-414.
- Llive Patiño, P. de los Á. (2017). *Formulación y obtención para aplicación del compost a partir de residuos de tallos y pétalo*. Tesis de Grado. Universidad Central de Ecuador.
- López de Mesa, J. B. L., Quintero, G., Vizcaíno, A. L. G., Cáceres, D. C. J., Riaño, S. M. G., García, J. M. (2006). Biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos derivados del petróleo. *Nova*,

- 4(5), 82-90.
- Ma, X. K., Ding, N., Peterson, E. C. (2015). Bioaugmentation of soil contaminated with high-level crude oil through inoculation with mixed cultures including *Acremonium* sp. *Biodegradation*, 26(3), 259-269.
- Manahan, S. E. (2007). *Introducción a la química ambiental*. Editorial Reverté, Madrid. pp. 780.
- MAPA. (1994). Tomo III. *Ministerio de Agricultura, pesca, y Alimentación. Madrid, Ministerio de Agricultura, pesca, y Alimentación. Madrid*.
- Margesin, R., Zimmerbauer, A., Schinner, F. (2000). Monitoring of bioremediation by soil biological activities. *Chemosphere*, 40(4), 339-346.
- Massa, D., Malorgio, F., Lazzereschi, S., Carmassi, G., Prisa, D., Burchi, G. (2018). Evaluation of two green composts for peat substitution in geranium (*Pelargonium zonale* L.) cultivation: Effect on plant growth, quality, nutrition, and photosynthesis. *Scientia Horticulturae*, 228, 213-221.
- Mateo, J. P., García, S. (2014). El sector petrolero en Ecuador. 2000–2010. *Problemas del Desarrollo*, 45(177), 113-139.
- Megharaj, M., Ramakrishnan, B., Venkateswarlu, K., Sethunathan, N., Naidu, R. (2011). Bioremediation approaches for organic pollutants: A critical perspective. *Environment International*, 37, 1362-1375.
- Mendoza-Hernández, D., Fornes, F., Belda, R. M. (2014). Compost and vermicompost of horticultural waste as substrates for cutting rooting and growth of rosemary. *Scientia Horticulturae*, 178, 192-202.
- Miliarium. (2004). Técnicas de stripping. Información disponible en: <http://www.miliarium.com/Proyectos/SuelosContaminados/DescontaminacionSuelos/TecnicasInSitu/TecnicasStripping/TecnicasStripping.asp> (Fecha de acceso 13/09/2018).
- Ministerio de Comercio Exterior e Inversiones. (2019). *Guía del Inversionista 2018-2019*. Información disponible en: http://proncaragua.gob.ni/media/publications/Guia_del_Inversionista_2019_sYIcJtH.pdf. (Fecha de acceso: 06/07/2019).
- Ministerio del Ambiente. (2010). Programa Nacional para la Gestión Integral de Desechos Sólidos. Información disponible en: <http://www.ambiente.gob.ec/programa-pngids-ecuador/#> (Fecha de acceso 01/05/2019).
- Ministerio del Ambiente. (2014). Sistema Nacional de Información. Información disponible en: <http://sni.gob.ec/inicio> (Fecha de acceso 04/07/2018).
- Ministerio del Ambiente de Ecuador. (2014). *Evaluación Nacional Forestal. Resultados*. Información disponible en: http://suia.ambiente.gob.ec/documents/10179/185860/Evaluaci%C3%B3n+Nacional+Forestal_NREFD+1.pdf/955aaa38-34b6-4b4d-9278-8fe915df893f (Fecha de acceso: 05/06/2019).
- Mondini, C., Fornasier, F., Sinicco, T. (2004). Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(10), 1587-1594.
- Morel, J. L., Colin, F., Germon, J. C., Godin, P., Juste, C. (1985). Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost. En J. K. R. Gasser (Ed.), *Composting of agricultural and other wastes* (pp. 56-72). Elsevier Applied Science Publishers, London.
- Moreno, C. M., Becerra, A. G., Santos, M. J. B. (2004). Tratamientos biológicos de suelos contaminados: contaminación por hidrocarburos. Aplicaciones de hongos en tratamientos de biorrecuperación. *Revista Iberoamericana de Micología*, 21(1), 103-120.

- Moreno Casco, Joaquín., Mormeneo Bernat, S. (2011). Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: Joaquín Moreno Casco, R. Moral Herrero (Eds.), *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. pp. 111-140.
- Nakasaki, K., Yaguchi, H., Sasaki, Y., Kubota, H. (1993). Effects Of pH Control On Composting Of Garbage. *Waste Management Research*, 11(2), 117-125.
- Namkoong, W., Hwang, E. Y., Park, J. S., Choi, J. Y. (2002). Bioremediation of diesel-contaminated soil with composting. *Environmental Pollution*, 119(1), 23-31.
- Narváez, I. (2009). El petróleo en el Ecuador. Entre un presente con rostro del pasado y un futuro sin rostro ¿Es posible la transición energética?. Documento de trabajo N°14, Observatorio Socioambiental, FLACSO, Ecuador.
- Navarro, A. F., Cegarra, J., Roig, A., Garcia, D. (1993). Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresource Technology*, 44(3), 203-207.
- Navarro, A. F. F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M. P. P. (1991). An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. *Communications in Soil Science Plant Analysis*, 22(19-20), 2137-2144.
- Nazari, F., Khosh-Khui, M., Salehi, H. (2009). Growth and flower quality of four *Rosa hybrida* L. cultivars in response to propagation by stenting or cutting in soilless culture. *Scientia Horticulturae*, 119(3), 302-305.
- Neshat, S. A., Mohammadi, M., Najafpour, G. D., & Lahijani, P. (2017). Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79, 308-322.
- Nosis Trade. (2018). Comercio Exterior de Ecuador. NCE: turba - coques y semicoques de hulla, lignito o turba, incluso aglomerados; carbón de retorta. Información disponible en: <https://trade.nosis.com/es/Comex/Importacion-Exportacion/Ecuador/turba--coques-y-semicoques-de-hulla-lignito-o-turba-incluso-aglomerados-carbon-de-retorta/EC/2703> (Fecha de acceso 21/02/2019).
- Nwaichi, E. O., Osuji, L. C., Onyeike, E. N. (2011). Evaluation and decontamination of crude oil-polluted soils using *Centrosema pubescens* Benth and amendment-support options. *International Journal of Phytoremediation*, 13(4), 373-382.
- Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F. S., Dean, L. A. (1954). Estimation of Available Phosphorus in Soil by Extraction with sodium Bicarbonate. *US Department of Agriculture, Circular*, 939.
- Onursal, E., Ekinci, K. (2015). Co-composting of rose oil processing waste with caged layer manure and straw or sawdust: Effects of carbon source and C/N ratio on decomposition. *Waste Management and Research*, 33(4), 332-338.
- Onursal, E., Ekinci, K. (2016). A kinetic study on how C / N ratio affects energy consumption of composting of rose oil-processing wastes with caged layer manure and straw. *Environmental Progress Sustainable Energy*, 36(1), 129-137.
- Organización Mundial de Comercio. (2013). Centro de Comercio Internacional. Información disponible en: http://gtad.wto.org/entity_project.aspx?EntityID=266 (Fecha de acceso 22/04/2017).
- Orozco Barrenetxea, C., Pérez Serrano, A., González Delgado, M., Rodríguez Vidal, F., Alfayate Blanco, J. (2011). *Contaminación Ambiental: Una visión desde la química*. Ediciones Paraninfo, Madrid.
- Ortiz Bernad, I., Sanz García, J., Dorado Valiño, M., Villar Fernández, S. (2007). Técnicas de recuperación de suelos contaminados. Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales y Energía-Universidad de Alcalá, Madrid.

- Ostos, J. C., López-Garrido, R., Murillo, J. M., López, R. (2008). Substitution of peat for municipal solid waste- and sewage sludge-based composts in nursery growing media: Effects on growth and nutrition of the native shrub *Pistacia lentiscus* L. *Bioresource Technology*, 99(6), 1793-1800.
- Pace, M. G., Farrell-Poe, K. (1995). *The composting process*. Información disponible en: https://extension.usu.edu/agwastemanagement/ou-files/pdfs/The_Composting_Process.pdf (Fecha de acceso: 06/06/2019).
- Papafotiou, M., Vagena, A. (2012). Cotton gin trash compost in the substrate reduces the daminozide spray dose needed to produce compact potted chrysanthemum. *Scientia Horticulturae*, 143, 102-108.
- Pappalardo, S. E. (2014). Conservazione della biodiversità e conflitti ambientali nell' Amazzonia ecuadoriana : il caso della Riserva della Biosfera Yasuni. Tesis de Grado. Università degli Studi di Padova.
- Paradelo, R., Prieto, B., Moldes, A. B., Barral, M. T. (2010). Seguimiento del compostaje de residuos vitivinícolas mediante medidas de color. *Optica Pura y Aplicada*, 43(4), 235-243.
- Paredes, C., Cegarra, J., Bernal, M. P., Roig, A. (2005). Influence of olive mill wastewater in composting and impact of the compost on a Swiss chard crop and soil properties. *Environment international*, 31(2), 305-312.
- Paredes, C., Medina, E., Bustamante, M. A., Moral, R. (2016). Effects of spent mushroom substrates and inorganic fertilizer on the characteristics of a calcareous clayey-loam soil and lettuce production. *Soil Use and Management*, 32(4), 487-494.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M. P., Sánchez-Monedero, M. A., Cegarra, J. (2000). Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biology and Fertility of Soils*, 32(3), 222-227.
- Petric, I., Šestan, A., Šestan, I. (2009). Influence of wheat straw addition on composting of poultry manure. *Process Safety and Environmental Protection*, 87(3), 206-212.
- Pinedo, J., Ibáñez, R., Irabien, Á. (2014). A comparison of models for assessing human risks of petroleum hydrocarbons in polluted soils. *Environmental Modelling and Software*, 55, 61-69.
- Potter, C. L., Glaser, J. A., Chang, L. W., Meier, J. R., Dosani, M. A., Herrmann, R. F. (1999). Degradation of polynuclear aromatic hydrocarbons under bench-scale compost conditions. *Environmental Science and Technology*, 33(10), 1717-1725.
- PROEcuador. (2016). Análisis Sectorial de Rosas Frescas. Información disponible en: <http://www.proecuador.gob.ec/pubs/analisis-sectorial-de-rosas-frescas/> (Fecha de acceso 22/04/2017).
- Proietti, P., Calisti, R., Gigliotti, G., Nasini, L., Regni, L., Marchini, A. (2016). Composting optimization: Integrating cost analysis with the physical-chemical properties of materials to be composted. *Journal of Cleaner Production*, 137, 1086-1099.
- Quilachamin Aldaz, K. V. (2014). *Aprovechamiento de residuos sólidos orgánicos producidos por la florícola Highland Blossoms S.A. mediante la elaboración de compost*. Tesis de Grado. Universidad de las Américas.
- Rigane, H., Chtourou, M., Ben Mahmoud, I., Medhioub, K., Ammar, E. (2015). Polyphenolic compounds progress during olive mill wastewater sludge and poultry manure co-composting, and humic substances building (Southeastern Tunisia). *Waste Management Research*, 33(1), 73-80.
- Rinaldi, S., De Lucia, B., Salvati, L., Rea, E. (2014). Understanding complexity in the response of ornamental rosemary to different substrates: A multivariate analysis. *Scientia Horticulturae*, 176(September), 218-224.

- Roig, A., Lax, A., Cegarra, J., Costa, F., Hernandez, M. T. (1988). Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Science*, 146(5), 311-316.
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R. (1985). Chemical parameters for evaluating compost maturity. *Biocycle*, 26 (2), 46-47.
- Ruppenthal, V., Conte, A. M. (2005). Efeito do composto de lixo urbano na nutrição e produção de gladiolo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29(1), 145-150.
- Sahle, A., Potting, J. (2013). Environmental life cycle assessment of Ethiopian rose cultivation. *Science of the Total Environment*, 443, 163-172.
- Salman Zafar. (2019). *Anaerobic Digestion of Animal Manure*. *BioEnergy Consult*. Información disponible en: <https://www.bioenergyconsult.com/anaerobic-digestion-of-cow-manure/> (Fecha de acceso: 19/12/2019)
- Saña, J., Soliva, M. (1987). *El compostatge: procés, sistemes i aplicacions*. Diputació, Servei del Medi Ambient, Barcelona.
- Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Martínez-Pardo, C., Cegarra, J., Paredes, C. (1996). A microanalysis method for determining total organic carbon in extracts of humic substances. Relationships between total organic carbon and oxidable carbon. *Bioresource Technology*, 57(3), 291-295.
- Sánchez-Monedero, M., Roig, A., Paredes, C. (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, 78(3), 301-308.
- Sanjeet, M., Banwari, L., Priyangshu, M. S. (2004). Crude oil degradation efficiency of a recombinant *Acinetobacter baumannii* strain and its survival in crude oil-contaminated soil microcosm. *Microbiology Letters*, 235(2), 323-331.
- Saroj, A., Keerti, D. (2013). Isolation and characterization of hydrocarbon degrading microorganisms from petroleum oil contaminated soil sites. *Bulletin of Environmental and Scientific Research*, 2(4), 5-10.
- Schulze, K. L. (1962). Continuous Thermophilic Composting. *Applied Microbiology*, 10(2), 108 LP - 122.
- Secretaría de Hidrocarburos. (2018). Mapa de Bloques Petroleros. Información disponible en: <http://www.historico.secretariahidrocarburos.gob.ec/mapa-de-bloques-petroleros/> (Fecha de acceso 02/05/2019).
- SINAGAP. (2017). Boletín de Agroquímicos y Fertilizantes. Información disponible en: <http://sinagap.agricultura.gob.ec/index.php/agroquimicos-y-fertilizantes/boletin-2017> (Fecha de acceso 18/05/2017).
- Soares, M. A. R., Quina, M. J., Quinta-Ferreira, R. M. (2015). Immobilisation of lead and zinc in contaminated soil using compost derived from industrial eggshell. *Journal of Environmental Management*, 164, 137-145.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (2017). *American Public Health Association American. Methods* (23th ed). Water Works Association Water Environment Federation.
- Sugahara, K., Harada, Y., Inoko, A. (1979). Color change of city refuse during composting process. *Soil Science and Plant Nutrition*, 25(2), 197-208.
- Sundberg, C., Yu, D., Franke-Whittle, I., Kauppi, S., Smårs, S., Insam, H., ... Jönsson, H. (2013). Effects of pH and microbial composition on odour in food waste composting. *Waste Management*, 33(1), 204-211.
- Tahhan, R. A., Ammari, T. G., Goussous, S. J., Al-Shdaifata, H. I. (2011). Enhancing the biodegradation

- of total petroleum hydrocarbons in oily sludge by a modified bioaugmentation strategy. *International Biodeterioration Biodegradation*, 65(1), 130-134.
- Tandy, S., Healey, J. R., Nason, M. A., Williamson, J. C., Jones, D. L. (2009). Remediation of metal polluted mine soil with compost: co-composting versus incorporation. *Environmental Pollution*, 157(2), 690-697.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. A. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos* (Vol. 1). McGraw-Hill / Interamericana de España, Madrid.
- Tiquia, S. M. (2005). Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of Applied Microbiology*, 99(4), 816-828.
- Torrellas, M., Antón, A., Ruijs, M., Victoria, N. G., Stanghellini, C., Montero, J. I. (2012). Environmental and economic assessment of protected crops in four European scenarios. *Journal of Cleaner Production*, 28, 45-55.
- Ueno, A., Hasanuzzaman, M., Yumoto, I., Okuyama, H. (2006). Verification of degradation of n-alkanes in diesel oil by *Pseudomonas aeruginosa* strain WatG in soil microcosms. *Current Microbiology*, 52(3), 182-185.
- United States Environmental Protection Agency. (1994). *Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide*. (D. Uyesugi W. Kovalick, Eds.), *Environmental Technology* (Second Ed).
- US Composting Council. (2001). *Field Guide To Compost Use*. Información disponible en: [https://compostingcouncil.org/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/7984/FieldGuide to Compost Use.pdf](https://compostingcouncil.org/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/7984/FieldGuide%20to%20Compost%20Use.pdf) (Fecha de acceso 18/05/2019).
- US EPA. (2013). Oil Pollution Act (OPA) and Federal Facilities. Información disponible en: <https://www.epa.gov/enforcement/oil-pollution-act-opa-and-federal-facilities>. (Fecha de acceso: 09/04/2019)
- US EPA OCSPP. (2019). Learn About Pollution Prevention. Información disponible en: <https://www.epa.gov/p2> (Fecha de acceso: 08/01/2020)
- van Herwijnen, R., Hutchings, T. R., Al-Tabbaa, A., Moffat, A. J., Johns, M. L., Ouki, S. K. (2007). Remediation of metal contaminated soil with mineral-amended composts. *Environmental Pollution*, 150(3), 347-354.
- Vargas-Garcia, M. D., Suárez-Estrella, F. F., López, M. J., Moreno, J. (2006). Influence of microbial inoculation and co-composting material on the evolution of humic-like substances during composting of horticultural wastes. *Process Biochemistry*, 41(6), 1438-1443.
- Verlinden, S., McDonald, L. (2007). Productivity and quality of static (Limonium sinuatum cv. Soiree Mix) and cockscomb (Celosia argentea cv. Chief Mix) under organic and inorganic fertilization regiments. *Scientia Horticulturae*, 114(3), 199-206.
- Volf, I., Ignat, I., Neamtu, M., Popa, V. I. (2014). Thermal stability, antioxidant activity, and photo-oxidation of natural polyphenols. *Chemical Papers*, 68(1), 121-129.
- Vouillamoz, J., Milke, M. W. (2001). Effect of compost in phytoremediation of diesel-contaminated soils. *Water Science Technology*, 43(2), 291-295.
- Wang, J., Hu, Z., Xu, X., Jiang, X., Zheng, B., Liu, X., ... Kardol, P. (2014). Emissions of ammonia and greenhouse gases during combined pre-composting and vermicomposting of duck manure. *Waste Management*, 34(8), 1546-1552.
- Wu, M., Dick, W. A., Li, W., Wang, X., Yang, Q., Wang, T., ... Chen, L. (2016). Bioaugmentation and biostimulation of hydrocarbon degradation and the microbial community in a petroleum-contaminated soil. *International Biodeterioration Biodegradation*, 107, 158-164.

- Yeomans, J. C., Bremner, J. M. (1988). A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 19(13), 1467-1476.
- Yilmaz, H. (2015). Estimating the economic costs and level of pesticide use in oil rose (*Rosa damascena* Mill.) orchards: evidence from a survey for the Lakes Region of Turkey. *Erwerbs-Obstbau*, 57(4), 195-202.
- Young, B. J., Rizzo, P. F., Riera, N. I., Della Torre, V., López, V. A., Molina, C. D., ... Komilis, D. (2016). Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological, stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. *Waste Management*, 54, 101-109.
- Zhang, H., Tang, J., Wang, L., Liu, J., Gurav, R. G., Sun, K. (2016). A novel bioremediation strategy for petroleum hydrocarbon pollutants using salt tolerant *Corynebacterium variabile* HRJ4 and biochar. *Journal of Environmental Sciences*, 47, 7-13.
- Zhang, J., Dai, J., Chen, H., Du, X., Wang, W., Wang, R. (2012). Petroleum contamination in groundwater/air and its effects on farmland soil in the outskirts of an industrial city in China. *Journal of Geochemical Exploration*, 118, 19-29.
- Zhang, J., Fan, S. kai, Yang, J. cheng, Du, X. ming, Li, F. sheng, Hou, H. (2014). Petroleum contamination of soil and water, and their effects on vegetables by statistically analyzing entire data set. *Science of the Total Environment*, 476-477, 258-265.
- Zhang, X., Wang, H., Nie, Y., Qiu, X. (2003). Co-composting of High Moisture Vegetable Waste, Flower Waste and Chicken Litter in Pilot Scale. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2.
- Zhang, X., Wang, H., Zhou, H., Zhang, Y., Nie, Y. (2003). Nitrogen Transformation During Co-composting of Flower Wastes and Cattle Manure. *Chinese Journal of Environmental Science*, 3.
- Zhang, Y., He, Y. (2006). Co-composting solid swine manure with pine sawdust as organic substrate. *Bioresource Technology*, 97(16), 2024-2031.
- Zhou, R., Qin, X., Peng, S., Deng, S. (2014). Total petroleum hydrocarbons and heavy metals in the surface sediments of Bohai Bay, China: Long-term variations in pollution status and adverse biological risk. *Marine Pollution Bulletin*, 83(1), 290-297.
- Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M. (1985). Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En J. K. R. Gasser (Ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Appl. Sci. Publ., London. pp. 73-85.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M. (1981). M.(1981): Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle*, 22, 54-57.