

La composta como reductor de gases de efecto invernadero en el sector agrícola: una revisión integral

Horacio Eliseo Alvarado-Raya¹, Pablo Emilio Escamilla-García^{2,*}, María Eugenia Estrada-Chavira³, Francisco Pérez-Soto⁴ y Karla Elideth Moreno-López²

¹ Universidad Autónoma Chapingo; Centro de Investigaciones Económicas, Sociales y Tecnológicas de la Agroindustria y la Agricultura Mundial (CIESTAAM), Carretera Federal México-Texcoco km. 38,5, Texcoco, 56235, Estado de México, México

² Instituto Politécnico Nacional, Calz. Taxqueña 1620, Coyoacán, 04250, Ciudad de México, México

³ Tecnológico de Estudios Superiores de Ixtapaluca, Carretera Coatepec, San Juan 7, Ixtapaluca, 56580, Estado de México, México

⁴ Universidad Autónoma Chapingo, Carretera Federal México-Texcoco km. 38,5, Texcoco, 56235, Estado de México, México

Resumen

Dentro de la agricultura, el uso excesivo de fertilizantes químicos y estiércol fresco resulta en problemas ambientales graves como contaminación del agua, la acidificación del suelo y, sobre todo, la diseminación de Gases de Efecto Invernadero (GEI) como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), entre otros. Se estima que el 24 % de las emisiones globales de GEI provienen de la agricultura y, en particular, la mayoría de las emisiones antropogénicas de metano y óxido nitroso se producen en el sector agropecuario. En este sentido, es importante notar que las emisiones de N₂O y CH₄ están representadas principalmente por el estiércol fresco utilizado en la etapa de fertilización. Bajo este contexto surge la necesidad de implementar sistemas de fertilización que mitiguen la emisión de GEI en el sector agrícola. El presente artículo analiza el potencial del compostaje en la producción agrícola como una opción para mitigar la emisión de GEI. Con esto se busca contribuir en la generación de una revisión crítica, analítica y documentada sobre el estado actual de los procesos agrícolas que aplican composta *versus* el estiércol fresco como fertilizante principal.

Palabras clave: Compostaje, estiércol, Gases de Efecto Invernadero (GEI).

Compost as a greenhouse gas reducer in the agricultural sector: a comprehensive review

Abstract

Within agriculture, the excessive use of chemical fertilizers and fresh manure results in serious environmental problems including water pollution, soil acidification and the spread of Greenhouse Gases Emission (GHG) like carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O), among others. It is estimated that 24 % of global GHG emissions come from agriculture and most anthropogenic emissions

* Autor para correspondencia: peescamilla@ipn.mx

Cita del artículo: Alvarado-Raya HE, Escamilla-García PE, Estrada-Chavira ME, Pérez-Soto F, Moreno-López KE (2023). La composta como reductor de gases de efecto invernadero en el sector agrícola: una revisión integral. ITEA-Información Técnica Económica Agraria 119(1): 2-18. <https://doi.org/10.12706/itea.2022.012>

of methane and nitrous oxide are produced in the agricultural sector. In this sense, it is important to note that the emissions of N_2O and CH_4 are mainly due to the fresh manure used in the fertilization stage. Under this context, the need arises to implement fertilization systems that mitigate GHG emissions in the agricultural sector. This article analyses the potential of composting in agricultural production as an option to mitigate GHG emissions. This aims to contribute to the generation of a critical, analytical and documented review of the current state of agricultural processes that apply compost versus fresh manure as the main fertilizer.

Keywords: Composting, manure, Greenhouse Gases (GHG).

Introducción

Un gas con efecto invernadero (GEI) es aquel que atrapa la radiación infrarroja en la atmósfera y genera calentamiento en la superficie de la tierra. En la actividad agrícola se generan tres gases con esas características: el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O). En un periodo de 100 años, una unidad de masa de CH_4 y una de N_2O equivalen, respectivamente, a 23 y 296 veces el potencial de calentamiento global de la misma unidad, pero de CO_2 (Snyder et al., 2009). Con la anterior comparación, la emisión de GEI se reporta en equivalentes de CO_2 con potencial de calentamiento global (CO_2eq). El CO_2 que se genera en la producción agrícola por la combustión interna de la maquinaria necesaria para los procesos, la combustión de la materia orgánica en el cambio de uso de suelo y en las prácticas agrícolas se considera un GEI, pero el CO_2 producido biológicamente por respiración y degradación de la materia orgánica no se considera un GEI de origen antropogénico ligado a la agricultura, considerándose más bien un gas neutro relacionado con el ciclo natural del carbono, emitido por la respiración y consumido por la fotosíntesis de los cultivos (Smith et al., 2014). Por lo anterior, los GEI emitidos por las actividades agrícolas y considerados de importancia en su monitoreo son, por un lado, el CH_4 , principalmente generado en el cultivo de arroz y la fermentación entérica (fermentación de alimentos en el tracto intestinal de los rumian-

tes), así como también por el manejo de estiércoles y su deposición sobre el pasto de las praderas (ganadería extensiva o mixta); por el otro lado, el N_2O producido en los suelos principalmente a partir de los abonos orgánicos o fertilizantes sintéticos necesarios para el crecimiento de los cultivos. Estos dos GEI se nombrarán indiferentemente como GEI agrícolas a lo largo de este texto.

La actividad agrícola es considerada como la principal fuente de óxido nitroso (N_2O), el cual se relaciona con el manejo de suelos y el uso de fertilizantes (Snyder et al., 2009). Este GEI se origina en los procesos microbianos de transformación del N orgánico en N inorgánico. La mineralización es la primera fase de descomposición de la materia orgánica y transforma al nitrógeno, el cual está asimilado principalmente en proteínas (aminoácidos), hacia N inorgánico, principalmente en amonio (NH_4^+). Después de la mineralización, el NH_4^+ puede tomar tres rutas bioquímicas; la primera es la nitrificación que origina al nitrito (NO_2^-) y después al nitrato (NO_3^-); la segunda ruta es la asimilación directa por las plantas en su metabolismo; y la tercera ruta es la inmovilización, la cual se presenta cuando no existe suficiente N orgánico en la materia en descomposición y los microorganismos descomponedores tienen que asimilar N inorgánico para su metabolismo (Serrano et al., 2014). Finalmente, la denitrificación se presenta en condiciones de anoxia que generan una reducción en varios pasos del NO_3^- hasta N_2 con una etapa

que podría resultar en emisiones de N_2O (Figura 1). De esta manera, la descomposición de la materia orgánica, la aplicación de estiércoles a los cultivos, así como el uso de abonos verdes y fertilizantes sintéticos a base de N en la agricultura pueden terminar

en emisiones de N_2O a la atmósfera o en pérdida del NO_3^- al suelo (Sistani et al., 2011). Otras fuentes de N_2O pueden ser los océanos, los esteros y depósitos de agua continental y las plantas de tratamiento de agua (Ni et al., 2012; Hu et al., 2015).

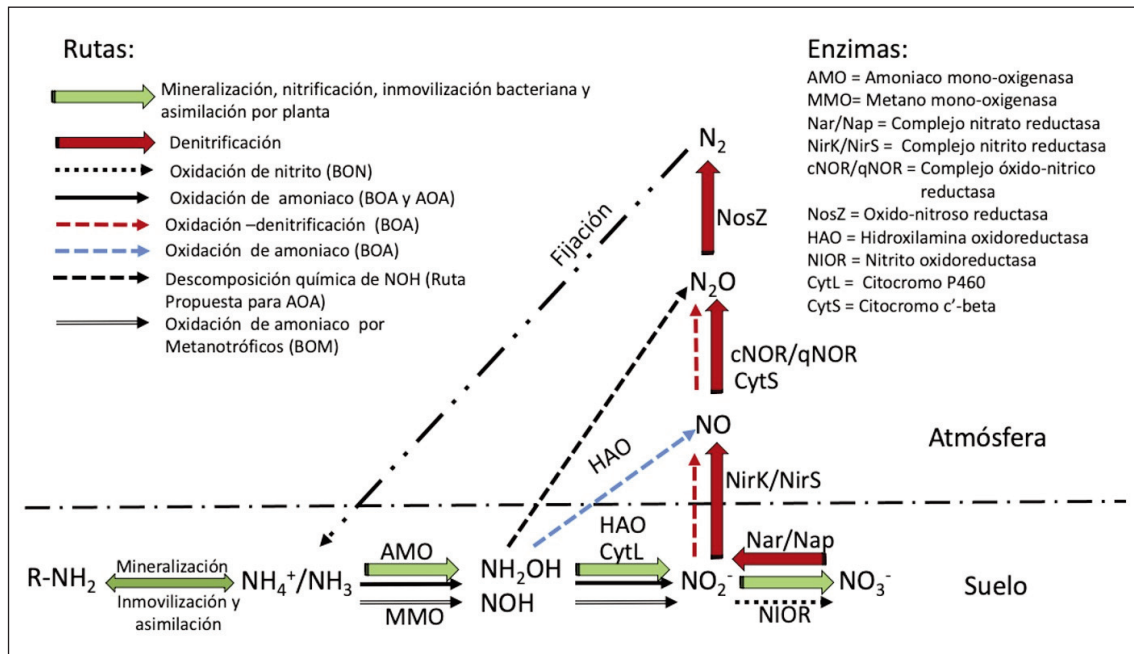


Figura 1. La denitrificación heterotrófica y principales rutas alternas propuestas para la generación biológica de óxido nitroso (N_2O). Bacterias oxidantes de amonio (BOA), archaeas oxidantes de amonio (AOA), bacterias oxidantes de nitrito (BON) y bacterias oxidantes de metano (BOM).

Fuente: Elaboración propia con información de Ni et al., 2012; Hu et al., 2015).

Figure 1. Heterotrophic denitrification and its main proposed pathways for the biologic generation of nitrous oxide (N_2O). Ammonia-oxidizing bacteria (AOB) and archaea (AOA) and methane-oxidizing bacteria (MOB) (Ni et al., 2012; Hu et al., 2015).

Las emisiones de metano (CH_4) pueden ser de origen natural o ligadas con las actividades humanas (emisiones de origen antropogénico). Las emisiones naturales de metano (CH_4) pueden ser por fugas de fuentes fósiles de combustible, por la combustión incompleta de este gas o de biomasa, o bien originadas de zonas naturalmente inundadas. Como

emisiones de origen antropogénico se consideran a las originadas del cultivo de arroz, la cría de ganado rumiante, los lagos y pantanos artificiales, los rellenos sanitarios y el tratamiento de desechos orgánicos (Ciais et al., 2013). En este sentido, los niveles de CH_4 en la atmósfera se han incrementado desde 1750, cuando se ha calculado existían 0,7 ppm,

hasta alcanzar 1,65 ppm a mediados de la década de 1980 y 1,8 ppm en 2011 (Ciais et al., 2013; Tate, 2015). Existe un alto nivel de probabilidad de que ese incremento en los niveles de CH_4 en la atmósfera se deba a actividades antropogénicas por el incremento observado después de la revolución industrial de la ganadería y la superficie cultivada con arroz, así como el incremento del uso de los combustibles fósiles y la superficie dedicada a rellenos sanitarios. Actualmente las emisiones de origen antropogénico de CH_4 representan del 50 % a 65 % del total de emisiones globales de este GEI y cálculos en recientes publicaciones mencionan que estas emisiones han causado entre el 16 % y 20 % del calentamiento global desde los tiempos preindustriales (Ciais et al., 2013). Se estima que en 2010 las emisiones de GEI agrícolas estuvieron en el intervalo de 5,2 Gt a 5,8 Gt de CO_2eq , lo cual significa un aporte por la agricultura del 10 % al 12 % del total de los GEI de origen antropogénico emitidos a nivel

global en ese periodo (Smith et al., 2014). Las principales causas son la fermentación entérica (fermentación de alimentos en el tracto intestinal de los rumiantes), el manejo de estiércoles (incluyendo el depósito de la excreta sobre el pasto en la ganadería extensiva), las emisiones por los fertilizantes sintéticos aplicados en los cultivos, la emisión de CH_4 generada por las condiciones anaeróbicas del cultivo de arroz, el depósito de residuos y la quema de biomasa. De acuerdo con Smith et al. (2014), la fermentación entérica y los suelos agrícolas contribuyeron en 2010 con casi el 70 % de estos GEI agrícolas (Figura 2).

Derivado de lo anterior el presente documento tiene como objetivo realizar una revisión integral de diferentes resultados reportados en la literatura existente que permitan exponer los beneficios del uso de la composta como un reductor importante de GEI en el sector agrícola e incentivar así su uso incremental en contraste con el estiércol fresco.

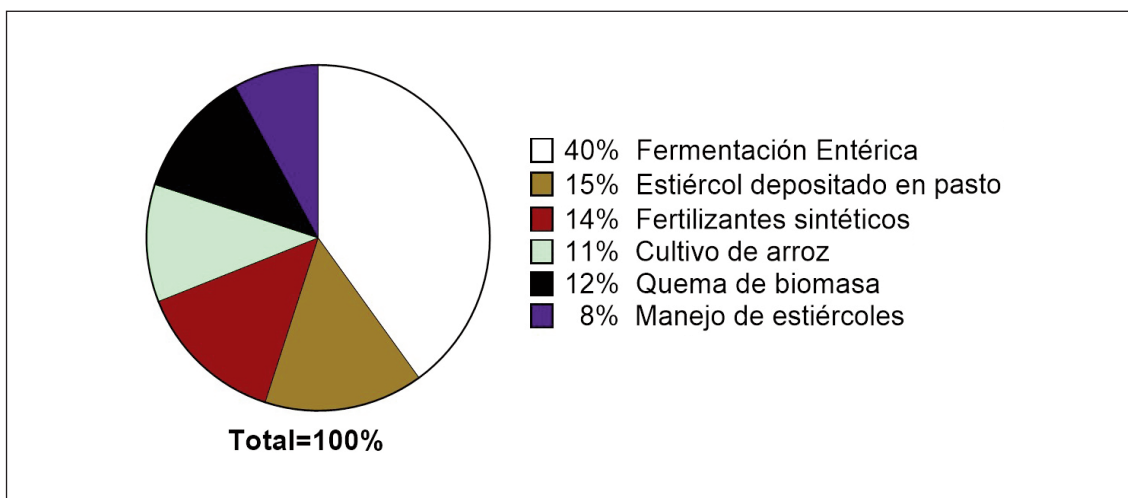


Figura 2. Contribución relativa desagregada de las diferentes actividades agrícolas a la emisión global de gases con efecto invernadero (CH_4 y N_2O) en 2010.

Fuente: Elaboración propia con información de Smith et al. (2014).

Figure 2. Disaggregated relative contribution of the different agricultural activities to the global emission of greenhouse gases (CH_4 and N_2O) in 2010 (Smith et al., 2014).

La Emisión de GEI en México y el aporte de la actividad agrícola

De acuerdo con la FAO y la OECD, México aún se encuentra por debajo de la media mundial en los índices de emisión de GEI. En comparación con Estados Unidos de América, Canadá y Argentina, México mantuvo en 2010 sus bajas emisiones de CO₂ por habitante (Tabla 1). La emisión de CO₂ está correlacionada con el desarrollo económico ya que un bajo desarrollo implica bajas emisiones, las cuales se van incrementando a medida que el desarrollo económico se incrementa y se tiene mayor ingreso per-cápita; después, la

correlación muestra una tendencia negativa explicado por el hecho de que un mayor ingreso implica un nivel de educación y de exigencia ambiental mayor (OECD, 2019). México registró en 2010 un PIB menor que Argentina, Canadá y Estados Unidos de América (EUA), explicando su relativa baja emisión de CO₂ per-cápita en ese año al hacer la comparación de los cuatro países (Tomasini-Ortiz et al., 2012). En un país en desarrollo como México y considerando la relación positiva entre su crecimiento económico (PIB) y su intensidad en la emisión de CO₂, es importante considerar políticas públicas que ayuden a disminuir las emisiones de GEI.

Tabla 1. Índices poblacionales, de desarrollo económico y de emisión para México, Argentina, Canadá y Estados Unidos de América (EUA) en 2010.

Table 1. Population, economic development and emission indices for Mexico, Argentina, Canada and the United States of America (USA) in 2010.

País	Población (miles)	PIB (US dólar-cápita ⁻¹)	Emisiones totales de CO ₂ eq por agricultura y uso de energía (Gg)	Emisiones de CO ₂ (t-cápita ⁻¹)	Tierras agrícolas (miles de km ²)
Argentina	40.374	11.460,4	118.489,1	4,37	1.466,9
Canadá	34.126	47.465,4	96.676,4	15,57	636,5
México	117.886	8.920,7	97.910,0	3,66	1.067,2
EUA	312.247	48.377,4	409.696,0	17,52	4.079,8
Fuente	FAOSTAT (2019)	Banco Mundial (2019)	FAOSTAT (2019)	OECD (2019)	Banco Mundial (2019)

Fuente: Elaboración propia con datos de OECD (2019), FAO (2019) y Banco Mundial (2019).

Respecto a la emisión de GEI por la actividad agrícola en México y de acuerdo con la FAO (FAOSTAT, 2019), de los 5381,5 Mt de emisión de GEI agrícolas (en CO₂eq) reportados globalmente en 2012, este país aportó el 1,5 % (83,4 Mt), mientras que EUA y Canadá aportaron el 6,6 % (353,9 Mt) y el 1,1 % (57,5 Mt), respectivamente. La misma fuente señala respecto a México, que del total de GEI agrícolas emitidos en ese mismo año, la generación

de estiércoles (incluido su manejo, aplicación a suelo y abandono sobre la pradera) aportó 26,9 Mt; es decir, un 32,2 % del total emitido por la agricultura en este país (Figura 3c). En este sentido, es importante notar que las emisiones de N₂O y CH₄ están representadas principalmente por el estiércol depositado en pradera de la ganadería extensiva (Figura 3a) y la fermentación entérica (Figura 3b). La información anterior hace evidente la im-

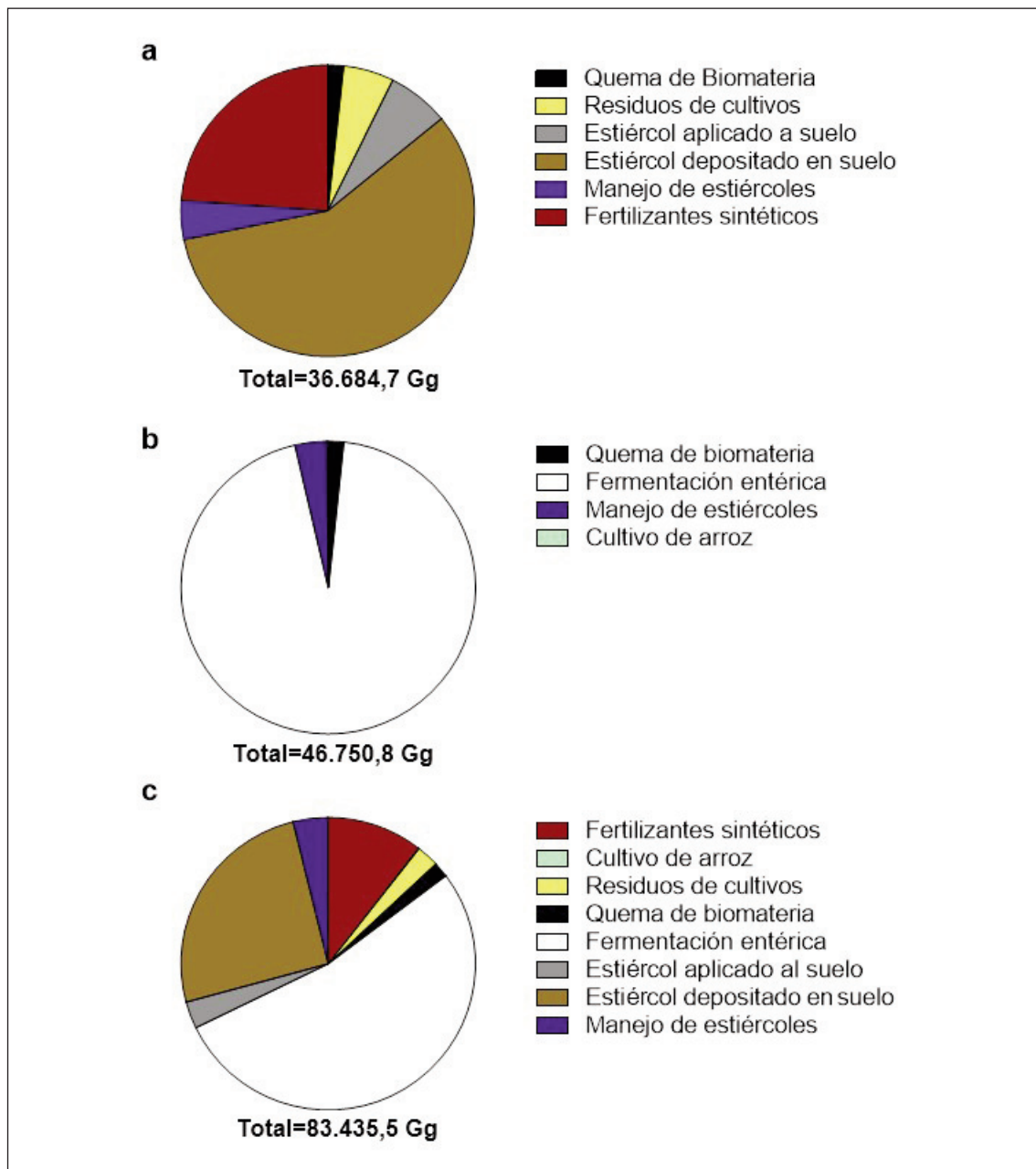


Figura 3. Aportación de la actividad agrícola en México a la emisión de GEI en 2012. Emisión representada en Gg de CO₂eq para N₂O (a), CH₄ (b) y total (c).

Fuente: Elaboración propia con información de FAOSTAT (2019).

Figure 3. Contribution of agricultural activity in Mexico to GHG emissions in 2012. Emission represented in Gg of CO₂eq for N₂O (a), CH₄ (b) and total (c) (FAOSTAT, 2019).

portancia de considerar toda aquella práctica que permita atenuar la emisión de CH_4 y N_2O en la actividad agropecuaria como una propuesta vital para reducir la contribución de México a la emisión global de GEI.

La tendencia en emisión de GEI por la actividad pecuaria en México se mantuvo relativamente estable durante el período 2000-2012 y por debajo de países en desarrollo como Argentina (Figura 4). Argentina y EUA tienen mayor cantidad de tierra nacional dedicada a la agricultura que México (Tabla 1) y ello podría explicar la menor emisión de GEI agrícolas en este país en comparación con los otros dos; además, el PIB de México es también menor que el de EUA y Argentina lo que podría también contribuir, de acuerdo con Tomasini-Ortiz et al. (2012), a su menor emisión de GEI agrícolas en esta comparación.

No obstante, y de acuerdo con las estimaciones reportadas por la FAO, es importante notar la tendencia de las emisiones de GEI agrícolas en México a incrementarse para el año 2050; igualmente importante es considerar que del total de estos GEI el 85 % es resultado de la actividad pecuaria, incluyendo la generación y manejo de estiércoles (Figura 3c). Si además se considera que México es un país en desarrollo y, de acuerdo con la OECD (2019), se estima que continuarán las emisiones de CO_2 por consecuencia de la demanda de objetos de consumo, resulta evidente la necesidad de buscar alternativas que resulten en la reducción de las emisiones de GEI agrícolas en México para contribuir a mantener el máximo de incremento de temperatura global en este siglo ($1,5^\circ\text{C}$) puesto como límite (Chen et al., 2014).

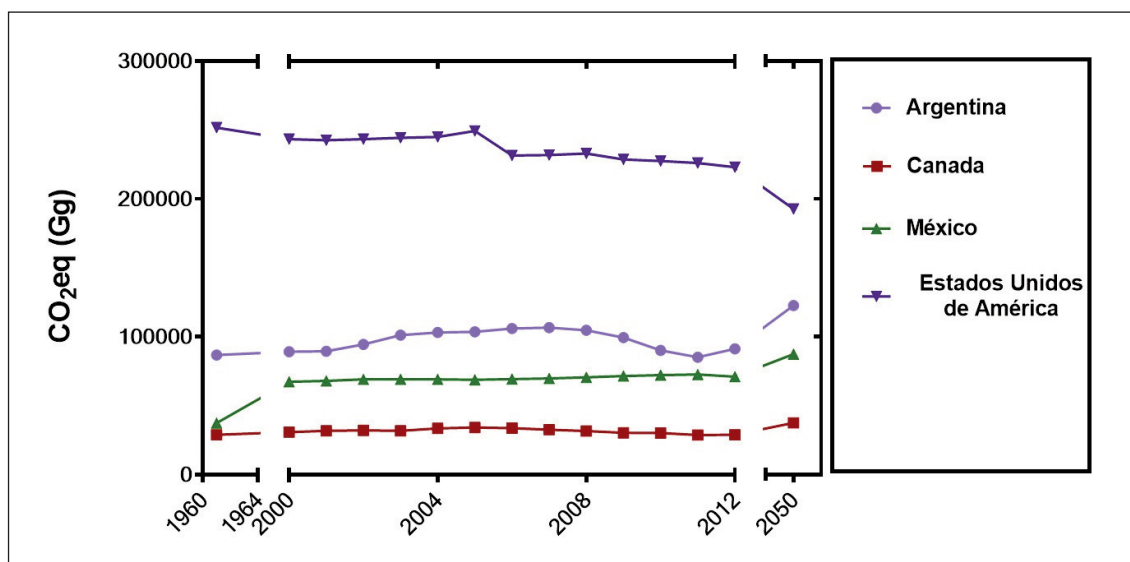


Figura 4. Comparación de la emisión de gases con efecto invernadero de origen pecuario (fermentación entérica, manejo y aplicación de estiércoles y deposición de estiércol en pradera) en México, Argentina, Estados Unidos de América y Canadá.

Fuente: Elaboración propia con datos de FAOSTAT (2019).

Figure 4. Comparison of greenhouse gas emissions from livestock origin (enteric fermentation, management and implementation of manure and deposition of manure in pasture) in Mexico, Argentina, United States of America and Canada (FAOSTAT, 2019).

La regulación biológica del óxido nitroso y el metano

Las emisiones de N_2O y el CH_4 son parte de los ciclos biogeoquímicos del N y el C en la naturaleza. La descomposición y mineralización de la materia orgánica, incluyendo el compostaje y los procesos bioquímicos que participan en la regulación de la fertilidad de los suelos, son parte de estos ciclos.

La emisión de N_2O podría estar regulada por diferentes rutas bacterianas y fúngicas donde la presencia o ausencia de oxígeno en el sustrato puede ser de relevante importancia (Ni et al., 2012; Hu et al., 2015). De estas rutas, las que más aportan N_2O son la desnitrificación heterotrófica y las relacionadas con la oxidación del amoníaco por BOA y AOA (Figura 1).

Entre los factores que determinan las emisiones de N_2O se encuentran los sustratos necesarios para la actividad microbiana (carbono, nitrógeno y oxígeno) y aquellos factores ambientales que regulan dicha actividad, entre ellos la temperatura, el pH y la humedad (Spiro, 2012; Stieglmeier et al., 2014). De acuerdo con Stieglmeier et al. (2014), el efecto de las concentraciones de O_2 depende del tipo de microorganismo. Otras investigaciones han demostrado que durante la fase termofílica del compostaje, las temperaturas superiores a los 50 °C y el incremento en el pH del sustrato, el cual puede llegar a ser superior a 9,0, son conducentes para la producción y acumulación de NH_3 , lo cual aunado a una alta tasa de oxidación del amoníaco resulta en acumulaciones de NO_2^- y consecuentemente en emisiones de N_2O en esa fase inicial del compostaje (Hu et al., 2015).

Respecto a la emisión biológica de CH_4 a la atmósfera, ésta resulta del equilibrio que se guarda entre los microorganismos que lo generan y aquellos que lo oxidan, existiendo un potencial natural de oxidación biológica del 46 % al 86 % del CH_4 generado (Serrano et al., 2014; Chen et al., 2014; Lee et al., 2014;

Tate, 2015). Por un lado, la generación de CH_4 (metanogénesis) resulta en la última fase de descomposición del carbono orgánico, después de una hidrólisis, acidogénesis y acetogénesis. Esta última fase es realizada en condiciones anaerobias por arqueas (Lee et al., 2014; Hu et al., 2015). Por el otro lado, la oxidación del CH_4 (metanotrofia) es realizada por bacterias aerobias o anaerobias y arqueas anaerobias (Serrano et al., 2014).

La concentración y tipo de materia orgánica, la concentración de CH_4 , O_2 y CO_2 son factores importantes que determinan la proporción entre microorganismos metanogénicos y metanotróficos y por lo tanto la emisión de CH_4 , mientras que factores ambientales como la temperatura, y características químicas del suelo (p.e. pH y presencia de nitratos y sulfatos) regulan dichas emisiones. No obstante, es necesario mencionar que la interacción entre dichos factores tiene un efecto determinante en las emisiones de CH_4 y hace difícil la evaluación de los efectos individuales (Das y Adhya, 2012).

Las características químicas de los suelos son también factores importantes que regulan la actividad microbiana y por lo tanto la emisión de metano. En este sentido, aunque algunas investigaciones han demostrado una relación positiva altamente significativa entre el pH y la generación de metano en arrozales tropicales (Lee et al., 2014), el pH puede ser considerado como un factor con menor importancia en el control de la emisión de CH_4 ya que los microorganismos metanotróficos presentan un amplio rango de respuesta al pH y pueden encontrarse activos en pH de 2,5 hasta 9,5 (Tate, 2015).

Afectaciones ambientales por el uso de estiércoles en el sector agrícola

La pérdida de nutrientes de los estiércoles aplicados a los suelos se ha reportado desde

hace más de cuatro décadas. Adriano *et al.* (1974) reportaron la pérdida del nitrógeno (N) en forma de NH_3 a la atmósfera y en forma de NO_3^- y NO_2^- al suelo. En ese estudio, los autores encontraron que hasta el 50 % del N total del estiércol de bovino se puede perder a la atmósfera y que tanto la temperatura como la humedad son factores que afectan el proceso de nitrificación, por medio del cual el N orgánico se transforma en N inorgánico. En otros estudios, se ha encontrado que tanto el N en forma de NH_4^+ , como el Fósforo (P) en varias de sus formas, incluidas el P total disuelto y el P particulado, también se puede perder por medio de los escurrimientos superficiales cuando los estiércoles se aplican con alto contenido de humedad a los suelos arcillosos y esta pérdida se incrementa si después de la aplicación se presentan lluvias torrenciales (Chandna *et al.*, 2013), los autores mencionan que una posible razón es porque la humedad de los estiércoles sella la superficie del suelo y no permite la infiltración de estos minerales en el suelo.

La pérdida de N y P por medio de las escorrentías puede generar desequilibrios ecológicos en los cuerpos acuáticos a los que finalmente arriban. La eutrofización, que es un incremento en la materia orgánica de un ecosistema o su enriquecimiento desequilibrado de nutrientes, es ya reconocido como un problema con gran influencia antropogénica. La descarga de aguas ricas en materia orgánica, N y P en los cuerpos de agua originan, primero un crecimiento desmedido del plancton y vegetación acuática superficial y después una acumulación excesiva de materia orgánica (exógena y endógena) en el fondo, cuya descomposición reduce el oxígeno soluble (hipoxia). La hipoxia se hace más crítica y puede avanzar a la superficie cuando la vegetación acuática del fondo empieza a perecer a causa de la poca luz solar que se filtra como consecuencia del crecimiento desmedido del plancton y la vegetación acuática en la superficie (Chandna *et al.*, 2013). En el

caso de México, los problemas de eutrofización ya han sido reportados en estudios para las lagunas urbanas de Villahermosa, Tabasco (Rodríguez *et al.*, 1997); el Lago de Chapala, Jalisco (De Anda y Maniak, 2007); el Lago de Pátzcuaro, Michoacán (Tomasini-Ortiz *et al.*, 2012) y la laguna de Yuriria; Guanajuato (Espinal Carreon *et al.*, 2013). Si bien, en México son pocos los estudios que ligan directamente a la eutrofización de los cuerpos acuáticos con las escorrentías de suelos agrícolas y sus cargas de P, N y materia orgánica, los estudios realizados al respecto en otros países como Estados Unidos (Chandna *et al.*, 2013), Reino Unido (Withers *et al.*, 2014) y Holanda (Rozemeijer *et al.*, 2014) han demostrado la alta relación de escorrentías de suelos agrícolas y forestales con la eutrofización de los cuerpos acuáticos.

Las emisiones de GEI asociadas al uso de estiércoles en cultivo agrícolas

En 2012, casi una tercera parte de los GEI emitidos por la agricultura en México correspondieron a aquellos producidos en el manejo, aplicación al suelo y deposición en praderas de los estiércoles. Ciertamente es difícil controlar adecuadamente la deposición de estiércoles en pradera, la cual representó un 25,4 % del total de GEI de la actividad agrícola en México en ese año, pero si es técnicamente posible tener control sobre el 6,8 % emitido por el manejo de estiércoles y su aplicación a los suelos. Los estiércoles tiene una alto porcentaje de materia orgánica y agua, así como bajas relaciones C:N, lo que implica altas cantidades de N en comparación con el C, características conducentes a altas emisiones de CO_2 , CH_4 y N_2O durante su producción, almacenamiento y aplicación al suelo (Pattey *et al.*, 2005).

Durante el almacenamiento, el tipo de estiércol y el manejo que se les da son factores

importantes que determinan las emisiones de los GEI agrícolas. Amon et al. (2006) y van der Weerden et al. (2014) encontraron que las mayores emisiones de los estiércoles se encuentran durante el almacenamiento y que las emisiones posteriores, al aplicarlo al suelo pueden ser mínimas, por lo que incrementar el periodo de almacenamiento de estiércoles conduce a mayores emisiones. Además, los estiércoles de cerdo, los estiércoles acuosos, los almacenamientos en condiciones aerobias y las temperaturas altas (primavera-verano) pueden conducir a mayores emisiones de GEI que los estiércoles de bovino en estado sólido y los almacenamientos en condiciones anaeróbicas en temperaturas frescas invernales (Veraart et al., 2015). Sin embargo, estos factores pueden interactuar entre sí y junto con otros factores como la altura de la pila de almacenamiento (en caso de estiércoles sólidos), la concentración de sólidos totales en el estiércol, y las características del ato (edad, masa corporal, tipo de alimentación, etc.) generan una matriz de interacciones complicada que no ha permitido disminuir la incertidumbre en los cálculos de emisiones de GEI en el almacenamiento de estiércoles con miras a generar modelos globales para la mitigación de estas emisiones (Owen y Silver, 2015).

En relación con su aplicación al suelo, son bien conocidas las ventajas de la aplicación de estiércoles a los suelos agrícolas, pero éstas deben también confrontarse con su aporte en las emisiones de GEI. Por un lado, la aplicación de estiércoles, en comparación con los fertilizantes químicos, incrementa el carbono orgánico del suelo, así como su contenido de N, P y K; mejora el pH del suelo e incrementa la biomasa microbiana con lo que se aumenta no solo el rendimiento de los cultivos sino también la capacidad del suelo para evitar liberación de carbono a la atmósfera (Owen y Silver, 2015). La aplicación de estiércoles a los suelos también incrementa la actividad de enzimas que participan en el ciclo del N y P y su asimilación por la planta como la β -glu-

cosidasa, α -galactosidasa, β -glucosaminidasa y fosfomonoesterasas (Acosta-Martinez et al., 2011); así como también mejora las características físicas del suelo e incrementa la formación y estabilidad de agregados (Karami et al., 2012). Por el otro lado, las emisiones de GEI agrícolas a partir de la aplicación de estiércoles se han documentado en varias ocasiones y se conoce que su intensidad depende del tipo de estiércol, su método de aplicación y las condiciones ambientales imperantes durante y después de la aplicación. Aquellas técnicas que aseguran condiciones de bajas concentraciones de oxígeno en el abono y alta humedad generan más emisiones de CH_4 y aquella que aseguren una mayor interface aerobia/anaerobia en el estiércol incrementan las emisiones de N_2O (Kariyapperuma et al., 2012). También, se ha encontrado que el tamaño de partícula de estiércol obtenido por separación de estiércol acuoso (slurry) afecta la emisión de N_2O generándose mayores emisiones en fracciones mayores de 2,0 mm (Fangueiro et al., 2012).

El proceso compostaje y la actividad microbiana

El compostaje es finalmente un proceso de descomposición biológico de la materia y como tal persiste la generación de GEI agrícolas. Durante el compostaje, las poblaciones bacterianas muestran una dinámica diferente y aquellas que se presentan en los primeros cuatro días del compostaje, difieren de las de la fase termófila y de la fase de maduración al final del proceso (Chandna et al., 2013). Esta actividad biológica se relaciona también con la emisión de CH_4 y N_2O durante las diferentes fases del proceso de compostaje (Chen et al., 2014).

La ventaja del compostaje, en comparación con la descomposición natural de la materia orgánica, es la posibilidad de controlar los

factores que determinan dicha descomposición y como resultado poder contribuir a la reducción de las emisiones de GEI agrícolas. En este sentido, los factores más estudiados en el proceso de compostaje son la temperatura, la aireación (oxigenación), el contenido de humedad y la relación C/N. Con lo anterior la aplicación de composta de estiércoles a los suelos podría disminuir las emisiones de GEI agrícolas y mantener los beneficios de la aplicación de estiércoles en los suelos.

El compostaje como estrategia de mitigación de GEI en el uso de estiércoles

El compostaje de estiércoles por su parte genera una oportunidad para disminuir las emisiones de GEI en comparación con su almacenamiento. Chen *et al.* (2014) lograron reducir hasta en un 50 % las emisiones de metano mediante el compostaje en camas de estiércol de vaca en comparación con el mismo tipo de estiércol, pero almacenado en pilas; por su parte Bai *et al.* (2019) encontraron que el volteo constante de las pilas de composta de estiércol bovino representa una emisión 2,7 mayor de GEI en contraste con un compostaje en pilas sin volteo. Amon *et al.* (2006) encontraron que la digestión anaerobia de estiércol líquido de bovinos de leche es un método efectivo para reducir las emisiones de GEI en comparación con su almacenamiento. Ellos también encontraron que, respecto al estiércol, las emisiones de CH₄ se presentan durante el almacenamiento, mientras que las de N₂O se presentan después de la aplicación al suelo. Por su parte, Zeng *et al.* (2018) encontraron que el intervalo de aireación de una pila de composta con estiércol es crítico para la disminuir la cantidad de GEI emitidos, su investigación demostró que las emisiones totales de CH₄ y N₂O fueron inversamente proporcionales a la duración del intervalo de aireación ($R^2 > 0,902$), lo que sugiere que alargar la duración del intervalo de

aireación hasta cierto punto podría reducir efectivamente las emisiones de GEI. Investigaciones recientes han cuantificado los GEI emitidos durante un proceso completo de compostaje al variar el tipo de estiércol y su mezcla con biomasa complementaria (Tabla 2). Los datos reportados muestran que la emisión de GEI en el compostaje de estiércoles es menor cuando existe biomasa con un contenido de humedad superior al 60 %. De igual manera los sistemas de oxigenación controlados demuestran mayor eficiencia para la reducción de GEI en el proceso. Con lo anterior existe evidencia documentada de que las emisiones de GEI pueden reducirse al implementar procesos de composteo de estiércoles que resulten en fertilizantes con menor impacto ambiental (Chen *et al.*, 2014; Zeng *et al.*, 2018; Sarlaki *et al.*, 2021). Es importante señalar que aun cuando el proceso de compostaje igualmente implica una generación de GEI, estas emisiones son menores a las que se obtendrían en su aplicación directa en suelo agrícola. De acuerdo con información del Departamento de Medio Ambiente, Cambio Climático y Agua de Australia, el 45 % del carbono aplicado en composta se retiene durante un período de 20 años, el 35 % durante un período de 50 años y el 10 % durante un período de 100 años. Por lo tanto, el uso de composta como acondicionador de suelo agrícola a una tasa de 10 t MS ha⁻¹ (Materia Seca) aislaría carbono equivalente a reducir las emisiones de GEI en 5,046 kg CO₂eq ha⁻¹, 3,532 kg CO₂eq ha⁻¹ y 1,009 kg CO₂eq ha⁻¹ para 20 años, 50 años y 100 años, respectivamente (DECCW, 2011). Por su parte Pattey *et al.* (2005) encontró que el compostaje de estiércoles totales en Canadá resultaría en una reducción de 0,70 Tg CO₂eq año⁻¹ en comparación de los niveles reportados de su aplicación en parcelas agrícolas. A nivel local Díaz-Vázquez *et al.*, (2020) estimaron una reducción anual de 259,6 Gg CO₂eq al implementar sistemas de compostaje en el sector agrícola en Jalisco.

Tabla 2. Emisiones de Gases de Efect Invernadero (GEI) reportadas en la literatura en compostaje de estiércoles y biomasa bajo condiciones experimentales y métodos varios.
 Table 2. Greenhouse Gases Emission (GHG emissions) reported in the literature on composting of manure and biomass under different experimental conditions and methods.

Tipo de residuo	Características del residuo	Método de composteo	Emisiones de GEI	Referencia
Estiércol bovino y residuos de jardinería	Carbono: 48,6 % (materia seca) Nitrógeno: 0,63 % (materia seca) Humedad: 40 %; Pérdida de carbono: 70,5-77,3 %	Pilas con volteo (PV) Domo aireado (DM) kg N ₂ O en CO ₂ eq	kg CH ₄ en CO ₂ eq PV = 203,25 DM = 185,25 PV = 244,13 DM = 226,13	Friedrich y Trois (2013)
Estiércol de borrego con fracción orgánica de RSU mezclada con residuos de poda como agente de carga	Carbono: 43,3 % Materia seca: 35,5 ± 0,3 % Materia orgánica: 78 ± 2 % Nitrógeno total: 2,05 ± 0,07 %	Reactores cilíndricos: Control de oxígeno (CO) Control cíclico (CC) Control TCO (tasa de consumo de oxígeno; CTCO)	CH ₄ kg Mg ⁻¹ CO = 0,12 ± 0,02 CC = 0,25 ± 0,03 CTCO = 0,07 ± 0,01 N ₂ O kg N ₂ O Mg ⁻¹ CO > 0,0040 CC = 0,0152 ± 0,005 CTCO = 0,0094 ± 0,001	Puyuelo, Gea y Sánchez (2014)
Estiércol porcino fresco con paja de trigo y agua desionizada	Humedad: 66,16 ± 0,03 %; % % Materia orgánica: 82,49 ± 0,62 % carbono total (TC): 40,10 ± 0,32 % Nitrógeno total: 2,75 ± 0,05 % Relación (C/N): 14,57 ± 0,41 %	Reactor cilíndrico (aireación y termómetro)	CH ₄ kg CO ₂ eq t ⁻¹ MS 30_10 = 0,98 30_30 = 0,56 30_50 = 0,49 N ₂ O kg CO ₂ eq t ⁻¹ MS 30_10 = 2,78 30_30 = 1,90 30_50 = 1,52	Zeng et al. (2018)
Gallinaza con residuos de frutas y residuos cárnicos	Humedad 60 % % % % Carbono total: 44,9 ± 0,1 % Nitrógeno total: 5,1 ± 0,03 % Relación (C/N): 8,8 ± 0,1 % pH: 4,9 ± 0,1 %	Método de cámara estática: Composta (C) Vermicomposta (VC)	Valores para C (g kg ⁻¹ MS) 22,6 NH ₃ 2556 CO ₂ 0,13 N ₂ O 47,9 CH ₄ Valores para VC (g kg ⁻¹ MS) 15,3 NH ₃ 3758 CO ₂ 0,27 N ₂ O 46,4 CH ₄	Peng et al. (2019)

MS: Materia Seca.

No obstante, es necesario también mencionar que algunos estudios han encontrado que el compostaje de estiércoles puede resultar en mayores pérdidas de materia seca, C total y N total debido a la emisión de NH_3 y otros compuestos volátiles como el N_2O durante el compostaje (Shah et al., 2012).

El impacto ambiental del proceso de compostaje

No obstante que la evidencia analizada sugiere una reducción de GEI al favorecer el uso y aplicación de compostas en parcelas agrícolas en contraste con estiércol fresco, se debe considerar que el proceso de compostaje implica igualmente el uso de biomasa que resulta en una generación de emisiones a la atmósfera. Al conducir estudios de impacto ambiental mediante Análisis de Ciclo de Vida (LCA por sus siglas en inglés) se ha encontrado que el compostaje de residuos de jardín (pasto, hojas y madera) en sistema de hileras resultaría en una emisión total a la atmósfera de 11,24 kg CO_2eq y 54,5 Kg CO_2eq de metano y dióxido de carbono, respectivamente, por cada 1,4 kg de composta, lo que representarían una reducción del 10 % (0,7 EcoPoints) en promedio con las emisiones asociadas a la producción de fertilizante químico (Haaren et al., 2010). Por su parte un LCA para el compostaje de 150 kg de residuos alimenticios informó una emisión total de GEI de 11,1 kg CO_2eq la cuales podría reducirse en un 26,5 % al aplicar métodos de bio-estabilización (Razza et al., 2009). Esto fue profundizado por Sarlaki et al. (2021) quienes mediante un LCA encontraron que considerando 1 t de agro-residuos como unidad funcional, en un escenario sin tratamiento de estabilización se generaría dióxido de carbono y metano por valores de 53,03 kg y 175,05 Kg CO_2eq , respectivamente, mientras que al aplicar un método de

secado y peletización el dióxido de carbono se reduciría en 5,28 % mientras que el metano no reportaría emisiones. Complementariamente, Blengini (2008) estimó en un LCA que el impacto ambiental de 1,0 kg de biomasa resultaría en un potencial de calentamiento global de 0,130 kg CO_2eq al ser sujeto de compostaje en contraste a un valor de 0,951 kg CO_2eq al ser dispuesto en un relleno sanitario. Con los datos anteriores se infiere que, si bien el compostaje de residuos genera GEI a la atmósfera, estos son menores en comparación con otros sistemas de tratamiento de biomasa y pueden ser reducidos aún más al implementar métodos de estabilización. Asimismo, el impacto ambiental en un proceso de compostaje puede ser menor en función del tipo de sistema utilizado. De acuerdo con Liu et al. (2022) el compostaje en reactores reporta una emisión de GEI 11,3 % menor al compostaje en pilas estáticas, 21,7 % menor que en sistema de hileras y 6,0 % menor que el compostaje con recubrimiento de membranas. Por lo anterior el impacto ambiental asociado al proceso de compostaje ha reportado niveles de impacto menor por lo que su uso extensivo en suelos agrícolas se identifica como una opción ambientalmente viable.

Conclusiones

En este artículo se realizó una revisión integral de la literatura científica existente sobre las emisiones de GEI en suelos agrícolas y en procesos de compostaje. La revisión resultó en evidencia documentada que sugiere que la aplicación de compostas conduce a beneficios del cambio climático a través de asilamiento de carbono en el suelo y sustitución de fertilizantes nitrogenados. Esta sustitución resulta en una reducción de GEI como metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O) además de que el estiércol compostado retiene pro-

porciones considerablemente más altas de carbono aplicado en el suelo agrícola que el estiércol fresco. Si bien la reducción tanto de GEI como de otros impactos ambientales al utilizar composta en sustitución de estiércol fresco depende de la cantidad, tipo, madurez y método aplicado, el consenso actual refiere beneficios ambientales importantes. No obstante, la información presentada en este documento debe ser tomada solo con un marco referencial y toda modificación en el método de fertilización de los suelos agrícolas debe ser evaluada mediante análisis de ciclo de vida que comparen de forma real la variación de los impactos ambientales y las emisiones de GEI al sustituir el estiércol fresco por composta en un determinado cultivo. La información sintetizada en este artículo busca generar bases teóricas para el establecimiento de objetivos de reducción de GEI agrícolas e identificar acciones y estrategias prioritarias que orienten el trabajo en las áreas clave de adaptación al cambio climático. Con esto alinear los modelos de producción en México con los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) en pro del uso eficiente de los recursos naturales en el cultivo y la producción de alimentos agrícolas.

Referencias bibliográficas

- Acosta-Martinez V, Mikha MM, Sistani KR, Stahlman PW, Benjamin JG, Vigil MF, Erickson R (2011). Multi-location study of soil enzyme activities as affected by types and rates of manure application and tillage practices. *Agriculture* 1: 4-21. <https://doi.org/10.3390/agriculture1010004>.
- Adriano DC, Chang AC, Sharpless R (1974). Nitrogen loss from manure as influenced by moisture and temperature. *Journal of Environmental Quality* 3: 258-261. <https://doi.org/10.2134/jeq1974.00472425000300030015x>.
- Amon B, Kryvoruchko V, Amon T, Zechmeister-Boltenstern S (2006). Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112: 153-162. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.030>.
- Bai M, Flesch T, Trouvé R, Coates T, Butterly C, Bhatta B, Hill J, Chen D (2019) Gas emissions during cattle manure composting and stockpiling. *Journal of Environmental Quality* 49: 228-235. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20029>.
- Banco Mundial (2019). Indicadores ambientales. Disponible en: <http://datos.bancomundial.org/indicador> (Consultado: 24 de abril de 2019).
- Blengini G (2008) Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: A case study of the Asti District in Italy. *Resources, Conservation and Recycling* 52(12): 1373-1381. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.08.002>.
- Chandna P, Nain L, Singh S, Kuhad RC (2013). Assessment of bacterial diversity during composting of agricultural byproducts. *BMC Microbiology* 13: 99. <https://doi.org/10.1186/1471-2180-13-99>.
- Chen R, Wang Y, Wei S, Wang W, Lin X (2014). Windrow composting mitigated CH₄ emissions: characterization of methanogenic and methanotrophic communities in manure management. *FEMS Microbiology Ecology* 90: 575-586. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12417>.
- Ciais P, Sabine C, Bala G, Bopp L (2013). Carbon and other biogeochemical cycles. En: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis* (Eds. Stocker TF y Qin D), pp. 465-570. Cambridge University Press. New York, USA. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.015>.
- Das S, Adhya TK (2012). Dynamics of methanogenesis and methanotrophy in tropical paddy soils as influenced by elevated CO₂ and temperature interaction. *Soil Biology and Biochemistry* 47: 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.020>.
- De Anda J, Maniak U (2007). Modificaciones en el régimen hidrológico y sus efectos en la acumulación de fósforo y fosfatos en el Lago de Chapala, México. *Interciencia* 32: 100-107.

- DECCW (2011). The benefits of using compost for mitigating climate change. Disponible en: <http://shorturl.at/fgnC7> (Consultado: 3 de noviembre de 2020).
- Díaz-Vázquez D, Alvarado-Cummings S, Meza-Rodríguez D, Senés-Guerrero C, de Anda J, Gracilla-Hernández M (2020) Evaluation of biogas potential from livestock manures and multicriteria site selection for centralized anaerobic digester systems: the case of Jalisco, México. *Sustainability* 12: 3257. <https://doi.org/10.3390/su12093527>.
- Espinal Carreón T, Sedeño Díaz JE, López López E (2013). Evaluación de la calidad de agua en la Laguna de Yuriria, Guanajuato, México, mediante técnicas multivariadas: un análisis de valoración para dos épocas 2005, 2009-2010. *Revista internacional de contaminación ambiental* 29: 147-163.
- Fangueiro D, Coutinho J, Cabral F, Fidalgo P, Bol R, Trindade H (2012). Nitric oxide and greenhouse gases emissions following the application of different cattle slurry particle size fractions to soil. *Atmospheric Environment* 47: 373-380. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.10.052>.
- FAOSTAT (2019). Statistics Division. Disponible en: <http://faostat3.fao.org/home/E>. (Consultado: 29 de abril de 2020).
- Friedrich E, Trois C (2013). GHG emission factors developed for the recycling and composting of municipal waste in South African municipalities. *Waste Management* 33: 2520-2531. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.010>.
- Haaren R, Themelis NJ, Barlaz M (2010). LCA comparison of windrow composting of yard wastes with use as alternative daily cover (ADC). *Waste Management* 30: 2649-2656. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.007>.
- Hu H, Chen D, He J (2015). Microbial regulation of terrestrial nitrous oxide formation: understanding the biological pathways for prediction of emission rates. *FEMS Microbiol Reviews* 39: 729-749. <http://dx.doi.org/10.1093/femsre/fuv021>.
- Karami A, Homae M, Afzalnia S, Ruhipour H, Basirat S (2012). Organic resource management: impacts on soil aggregate stability and other soil physico-chemical properties. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 148: 22-28. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.021>.
- Kariyapperuma KA, Furon A, Wagner-Riddle C (2012). Non-growing season nitrous oxide fluxes from an agricultural soil affected by application of liquid and composted swine manure. *Canadian Journal of Soil Science* 92: 315-327. <https://doi.org/10.4141/cjss2011-059>.
- Lee HJ, Kim SY, Kim PJ, Madsen EL, Jeon CO (2014). Methane emission and dynamics of methanotrophic and methanogenic communities in a flooded rice field ecosystem. *FEMS Microbiology Ecology* 88: 195-212. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.1228>.
- Liu Z, Wang X, Li S, Bai Z, Ma L (2022) Advanced composting technologies promotes environmental benefits and eco-efficiency: A life cycle assessment. *Bioresource Technology* 346: 126576. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126576>.
- Ni B, Yuan Z, Chandran K, Vanrolleghem P, Murthy S. (2012). Evaluating four mathematical models for nitrous oxide production by autotrophic ammonia-oxidizing bacteria. *Biotechnology and Bioengineering* 110: 153-163. <https://doi.org/10.1002/bit.24620>
- OECD (2019). Air and GHG emissions. Carbon dioxide (CO₂), tonnes/capita 2000-2012. Disponible en: <https://data.oecd.org/air/air-and-ghg-emissions.htm> (Consultado: 14 de octubre de 2020).
- Owen JJ, Silver WL (2015). Greenhouse gas emissions from dairy manure management: a review of field-based studies. *Global Change Biology* 21: 550-565. <https://doi.org/10.1111/gcb.12687>.
- Pattey E, Trzcinski MK, Desjardins RL (2005). Quantifying the reduction of greenhouse gas emissions as a result of composting dairy and beef cattle manure. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72: 173-187. <https://doi.org/10.1007/s10705-005-1268-5>.
- Puyuelo B, Gea T, Sánchez A (2014). GHG emissions during the high-rate production of compost using standard and advanced aeration strategies. *Chemosphere* 109: 64-70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.02.060>.

- Peng S, Li H, Xu Q, Lin X, Wang Y (2019). Addition of zeolite and superphosphate to windrow composting of chicken manure improves fertilizer efficiency and reduces greenhouse gas emission. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 36845-36856. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06544-6>.
- Razza F, Fieschi M, Degli F y Bastioli C (2009) Compostable cutlery and waste management: An LCA approach. *Waste Management* 29(4): 1424-1433. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.08.021>.
- Rodríguez E, Ruiz M, Vertiz L (1997). Procesos de eutrofización en siete lagunas urbanas de Villahermosa, Tabasco, México.
- Rozemeijer JC, Klein J, Broers HP, van Tol-Leenders, van der Grift B (2014). Water quality status and trends in agriculture-dominated headwaters; a national monitoring network for assessing the effectiveness of national and European manure legislation in the Neatherlands. *Environmental Monitoring and Assessment* volume 186: 8981-8995. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4059-0>.
- Sarlaki E, Kermani AM, Kianmehr MH, Vakilian KA, Hosseinzadeh-Bandbafha H, Ma NL, Aghbashlo M, Tabatabaei M, Lam SS (2021) Improving sustainability and mitigating environmental impacts of agro-biowaste compost fertilizer by pelletizing-drying. *Environmental Pollution* 285: 117412. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117412>.
- Serrano-Silva N, Sarria-Guzmán Y, Dendooven L, Luna-Guido M (2014). Methanogenesis and methanotrophy in soils: a review. *Pedosphere* 24: 291-307. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(14\)60016-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(14)60016-3).
- Shah GM, Groot JCJ, Oenema O, Lantinga EA (2012). Covered storage reduces losses and improves crop utilization of nitrogen from solid cattle manure. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 94: 299-312. <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9543-8>.
- Sistani KR, Jn-Baptiste M, Lovanh N, Cook KL (2011). Atmospheric emissions from of nitrous oxide, methane and carbon dioxide from different nitrogen fertilizers. *Journal of Environmental Quality* 40: 1797-1805. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0197>.
- Smith P, Bustamante M, Ahammad H, Clark H, Dong H, Elsiddig EA, Haberl H, Harper R, House J, Jafari M, Masera O, Mbow C, Ravindranath NH, Rice CW, Robledo Abad C, Romanovskaya A, Sperling F, Tubiello F (2014). Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). En: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change* (Ed. Edenhofer O, Pichs-Madruga R) pp, 811-922. Cambridge University Press, New York, USA.
- Snyder CS, Bruulsema TW, Jensen TL, Fixen PE (2009). Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133: 247-266. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.021>.
- Spiro S (2012). Nitrous oxide production and consumption: regulation of gene expression by gas-sensitive transcription factors. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 367: 1213-1225. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0309>.
- Stieglmeier M, Mooshammer M, Kitzler B, Waneke W, Zechmeister-Boltenstern S, Richter A, Schleper C (2014). Aerobic nitrous oxide production through N-nitrosating hybrid formation in ammonia-oxidizing archaea. *The ISME Journal* 8: 1135-1146. <https://doi.org/10.1038/ismej.2013.220>.
- Tate K (2015). Soil methane oxidation and land-use change – from process to mitigation. *Soil Biology and Biochemistry* 80: 260-272. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.10.010>.
- Tomasini-Ortiz AC, Moellerr-Chávez G, Sánchez Ortiz JJ, Bravo-Inclán LA (2012). Cianobacterias y cianotoxinas en el Lago de Patzcuaro, Michoacán, México. *Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales* 5: 93-101. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2012.5.2.32650>.
- van der Weerden TJ, Lou J, Dexter M, Rutherford AH (2014). Nitrous oxide, ammonia and methane emissions from dairy cow manure during storage and after application to pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 57: 354-369. <https://doi.org/10.1080/00288233.2014.935447>.

Veraart AJ, Steenbergh AK, Ho A, Kim SY, Bodelier PLE (2015). Beyond nitrogen: The importance of phosphorus for CH₄ oxidation in soil and sediments. *Geoderma* 259: 337-346. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.025>.

Withers PJA, Neal C, Jarvie HP, Doody DG (2014). Agriculture and eutrophication: where do we go from here? *Sustainability* 6: 5853-5875. <https://doi.org/10.3390/su6095853>.

Zeng J, Yin H, Shen X, Liu N, Ge J, Han L, Huang G (2018). Effect of aeration interval on oxygen consumption and GHG emission during pig manure composting. *Bioresource Technology* 250: 214-220. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.010>.

(Aceptado para publicación el 20 de mayo de 2022)