



# UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

---

---

**FACULTAD DE QUÍMICA**

**DESEMPEÑO AMBIENTAL DEL SISTEMA DE  
TRATAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS  
PORCINOS**

**TESIS**

PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTORA EN  
CIENCIAS AMBIENTALES

POR

M. en CARN. SONIA LÓPEZ FERNÁNDEZ

DIRECTORA DE TESIS

DRA. ARACELI AMAYA CHÁVEZ

CO-DIRECTORES

DR. RODOLFO SERRATO CUEVAS

DRA. GABRIELA ROA MORALES



TOLUCA, ESTADO DE MÉXICO, ENERO 2022



## RESUMEN

El objetivo de esta tesis fue evaluar el desempeño ambiental del aprovechamiento de residuos orgánicos en una granja porcina para obtener productos de valor (composta, biogás y biol), mediante el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), para hacer una propuesta de producción sustentable. Se realizó un Inventario de Ciclo de Vida (ISO 14040 e ISO 14044, 2006) al sistema de aprovechamiento de residuos orgánicos de una granja porcina ubicada en Telpintla Municipi de Temascaltepec, Edo. Méx. Los residuos orgánicos que allí se generan son purines (estiércol, orines y agua de lavado) así como también restos de los partos de las cerdas (placentas, ombligos, sangre). Los residuos son sometidos a diferentes estrategias de mitigación tales como, digestión anaerobia y compostaje. Se estableció como unidad funcional (UF): los residuos generados diariamente en la granja porcina. Los límites del sistema comprendieron los procesos involucrados agregados en cuatro principales subsistemas: separación de purines (S1), digestión anaerobia (S2), compostaje aeróbico de la fracción sólida de los purines (S3) y compostaje de tejidos muertos (S4). Se determinó la calidad de los productos generados, se identificó su uso y el potencial de procesos evitados por la valorización de los mismos. En base a la UF la granja porcina produce un promedio de 38.48 m<sup>3</sup> de purines y 18 kg de tejidos de animales muertos y restos de placentas al día. Para el proceso se requieren 31.1 kW/d de energía eléctrica y 3.22 L/d de combustible diesel. Los productos que se generan son: 35,485.86 m<sup>3</sup> de biogás, 7.72 m<sup>3</sup> de bioles y 82 kg de compostas al día; todos son reusados dentro de la granja. El biogás como generador de calor y el biol y composta como fertilización orgánica. El biol necesita un tratamiento posterior ya que la DQO y SST no cumplen con los LMP de las normas mexicanas. Las compostas demostraron tener un buen contenido nutrimental y ser seguras patológicamente para garantizar la salud de los cultivos y salvaguardar la salud humana durante su manejo. Tanto el biol como la composta C1, mostraron los mejores rendimientos del cultivo de pasto Rye Grass y maíz en la parcela donde se aplicaron en combinación. El agua del río y suelo de cultivos no mostraron algún tipo de afectación por efecto de descargas de la planta de tratamiento de residuos orgánicos porcinos. La granja puede considerarse como ecoeficiente al no desechar los residuos al ambiente, hacer su tratamiento y obtener productos de valor, propiciando beneficios económicos, ambientales y a la salud.

**Palabras Clave:** Análisis de ciclo de vida, residuos porcinos, compostaje, digestión anaerobia.

## ABSTRACT

The aim of this thesis was to evaluate the performance of the use of organic waste in a pig farm to obtain valuable products (compost, biogas and biol), through Life Cycle Analysis (LCA), to make a proposal for sustainable production. A Life Cycle Inventory (ISO 14040 and ISO 14044, 2006) was carried out on the organic waste utilization system of a pig farm located in Telpintla, Municipality of Temascaltepec, Edo. Mex. The organic waste generated there is manure (manure, urine and washing water) as well as remains from the birth of the sows (placentas, navels, blood). The waste is subjected to different mitigation strategies such as anaerobic digestion and composting. It is established as a functional unit (UF): the waste generated daily in the pig farm. The limits of the system comprised the processes involved aggregated into four main subsystems: purine separation (S1), anaerobic digestion (S2), aerobic composting of the solid fraction of purines (S3) and composting of dead tissues (S4). The quality of the generated products will be extended, their use and the potential of processes avoided by their valorization will be identified. Based on the UF, the pig farm produces an average of 38.48 m<sup>3</sup> of manure and 18 kg of tissues from dead animals and remains of placentas per day. For the process, 31.1 kW/d of electrical energy and 3.22 L/d of diesel fuel are required. The products generated are: 35,485.86 m<sup>3</sup> of biogas, 7.72 m<sup>3</sup> of biol and 82 kg of compost per day; they are all reused within the farm. Biogas as a heat generator and biol and compost as organic fertilization. The biol needs further treatment since the COD and TSS do not meet the LMPs of the Mexican standards. The composts proved to have a good nutritional content and to be pathologically safe to guarantee the health of the crops and save human health during their handling. Both the biol and the C1 compost showed the best yields of the Rye Grass and corn crop in the plot where they were applied in combination. The river water and crop soil did not show any type of affectation due to the effect of discharges from the pig organic waste treatment plant. The farm may require eco-efficiency by not discharging waste into the environment, treating it and obtaining valuable products, providing economic, environmental and health benefits.

**Keywords:** Life cycle analysis, pig waste, composting, anaerobic digestion.

# ÍNDICE

RESUMEN.....	I
ABSTRACT .....	II
ÍNDICE .....	III
ÍNDICE DE FIGURAS .....	IV
1. MARCO CONCEPTUAL.....	1
1.1 Producción porcina mundial.....	1
1.2 Consumo mundial de la carne de cerdo.....	2
1.3 Producción porcina en México.....	3
1.4 Consumo nacional de carne de cerdo .....	4
1.5 Impactos ambientales, sociales y a la salud humana por la producción intensiva de cerdos .....	5
1.6 Estrategias de mitigación.....	6
1.6.1 Digestión anaerobia.....	6
1.6.2 Control de microorganismos .....	8
1.6.3 Compostaje de residuos orgánicos .....	10
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	13
3. JUSTIFICACIÓN.....	15
4. OBJETIVO GENERAL .....	17
4. 1 OBJETIVOS PARTICULARES .....	17
5. HIPÓTESIS .....	17
6.1 Sitio de estudio .....	18
6.2 Residuos generados .....	19
6.3 Sistema de aprovechamiento de los residuos orgánicos .....	21
6.4 Potencial de procesos evitados .....	27
6.5 Análisis de inventario de ciclo de vida.....	28
6.5.1 Análisis de laboratorio para muestras líquidas.....	28
6.5.2 Análisis de laboratorio para muestras sólidas.....	29
6.5.3 Biogás.....	30
6.6 Propuesta de mejora .....	30
7. RESULTADOS .....	31

7.1 Capítulo de libro.....	32
7.2 Artículo científico en arbitraje.....	50
8. CONCLUSIONES GENERALES .....	52
9. REFERENCIAS .....	53

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización en el mapa del área de estudio.....	19
Figura 2. Restos de animales muertos y placentas dentro de la granja porcina.....	20
Figura 3. Sistema de tratamiento de residuos orgánicos porcinos.....	21
Figura 4. Tuberías para conducción de purines por gravedad.....	22
Figura 5. Tanque de captación de purines de 40 m <sup>3</sup> vacío y lleno.....	23
Figura 6. Separador de sólidos IPASA.....	24
Figura 7. Reactores de digestión anaerobia.....	24
Figura 8. Tanque para recolección de bioles.....	25
Figura 9. Cocción de alimentos mediante biogás.....	25
Figura 10. Compostaje de la FSP.....	26
Figura 11. Parcela abonada con composta.....	26
Figura 12. Reactor de compostaje de residuos de animales muertos y restos de placentas.....	27

## 1. MARCO CONCEPTUAL

### 1.1 Producción porcina mundial

La producción mundial de cerdos para el año 2019 fue de 1,166.38 millones de cabezas (FAOSTAT, 2021) y la suma de la producción de carne de cerdo en el mercado mundial fue de 82,701 miles toneladas métricas para el 2021 (FAPRI, 2021). El último año no solo estuvo afectado por la mortal pandemia de COVID-19, sino también por la mayor y más devastadora enfermedad animal, que es la fiebre porcina africana (ASF) por sus siglas en inglés (FAPRI, 2021). A pesar de que China continental quien es el principal productor de la carne de cerdo, había incrementado de 9 millones de toneladas a 79 millones de toneladas en los últimos 35 años (Wang et al., 2015), cuando la ASF llegó a este país en 2018, una cuarta parte del hato mundial se eliminó o murió por la acción del virus.

La pandemia por COVID-19 provocó muchas interrupciones en el mercado mundial de la carne como bloqueos, cierre de plantas de envasado de carne, escasez de suministros y retraso y prohibiciones en los envíos globales; esto último provocó un aumento en las importaciones de carne de cerdo por parte de China, brindando la oportunidad de las exportaciones para algunos países (FAPRI, 2021).

La producción de carne de cerdo en China se ubicó en 53.8 millones de toneladas en 2017, a pesar de la reducción de los apoyos gubernamentales y de las medidas ambientales más rigurosas en las provincias costeras para incentivar la reubicación de las operaciones de granjas porcinas hacia otras regiones donde el valor de la tierra es menor (FIRA, 2017). Pero, para 2019 disminuyó a 42.55 millones de toneladas (FAOSTAT, 2021) por los efectos de las dos pandemias.

Se prevé que el sector crezca vigorosamente en Asia, América y Europa, y los pronósticos indican que el comercio de carne se reforzará por el aumento de las importaciones de China, Japón y México (FAO, 2018).

## 1.2 Consumo mundial de la carne de cerdo

Son muchos los factores que determinan el consumo de carnes: la demografía, la urbanización, los ingresos, los precios, las tradiciones, las creencias religiosas, las normas culturales y los intereses ambientales, éticos, del bienestar de los animales y de la salud. Estos factores complejos no solo afectan el nivel de consumo sino el tipo de carne que se desea consumir. El mayor impulsor del incremento en el consumo de carne es el crecimiento demográfico y por esta razón se visualiza un crecimiento en el consumo de carne del 30% en África, 18% en Asia y el Pacífico, 12% en América Latina, 9% en América del Norte y 0.4% en Europa (OCDE-FAO, 2021).

Se calcula que el consumo mundial de las cuatro categorías de carne (bovino, cerdo, ave y ovino) sumará los 374 millones de toneladas (Mt) para 2030, 41% proviene de aves de corral, 34% de cerdo, 20% vacuno y 5% ovino; y el crecimiento del consumo mundial de proteínas cárnicas durante esta década aumentará 14% en comparación con el promedio del periodo base de 2018-2020 (OCDE-FAO, 2021). El consumo mundial de carne per cápita se incrementará 0.3% anual, para sumar 35.4 kg en equivalente en peso al menudeo para 2030. Más de la mitad de este aumento se verá motivado por el mayor consumo per cápita de carne de aves de corral, pero una tercera parte del incremento general en el consumo de carne durante el periodo de proyección (2021-2030) se atribuye a la carne de cerdo. La FAO prevé que el consumo mundial de carne de cerdo se incrementará a 127 Mt durante los próximos 10 años y representará 33% del incremento total del consumo de carne. Se espera que sobre una base per cápita, este consumo se incremente ligeramente, en tanto que en la mayoría de los países desarrollados disminuirá. Por ejemplo, en la Unión Europea se prevé que se reducirá a medida que los cambios en la composición de la población influyan en las dietas, favoreciendo a la carne de aves de corral en lugar de la carne de cerdo; la primera no solo es más económica, sino que es percibida como una opción alimentaria más saludable (OCDE-FAO, 2021).

Los tres principales productores de carne de cerdo, son también los más importantes consumidores: China, Unión Europea y Estados Unidos (FIRA, 2017). En China, el crecimiento de los ingresos impulsó la demanda de alimentos, particularmente demanda de carne. El aumento de la población sigue apoyando el crecimiento del consumo total de carne de cerdo en estas regiones (OCDE-FAO,

2017). Tras el brote de la peste porcina africana China incremento fuertemente su demanda de importaciones del cárnico, lo cual favoreció a una menor caída de los precios internacionales de la carne y se prevé que el consumo per cápita de carne en China regresará a su tendencia a largo plazo en 2023, a medida que disminuyan los efectos de la ASF en los precios internos de la carne de cerdo (OCDE-FAO, 2021).

El consumo de carne de cerdo se ha elevado con rapidez durante los últimos años en América Latina, impulsado por una mayor producción interna, una mejora en la calidad y precios relativos favorables que han posicionado a la de cerdo como una de las carnes preferidas, junto con la de aves de corral (OCDE-FAO, 2017). De acuerdo con estimaciones de OCDE-FAO, el consumo per cápita mundial de carne de cerdo creció 4.1% entre 2006 y 2016, para ubicarse en 12.43 kilogramos por persona por año.

Aún es incierto, aunque factible, que de mediano a largo plazos algunos países impongan restricciones de mitigación de carbono en la producción pecuaria. También se estima que en el mundo se desperdicia alrededor de 20% de la carne y que los consumidores del mundo desarrollado podrían reducir su ingesta de calorías cárnicas utilizando fuentes alternativas de proteína. Este cambio contribuiría a reducir las emisiones de GEI. La naturaleza del consumo también está cambiando y la competitividad futura de la industria de la carne podría radicar en agregar valor a los productos de origen animal y responder a la preocupación de los consumidores respecto a la salud (OCDE-FAO, 2017).

### 1.3 Producción porcina en México

La producción nacional de carne de cerdo registró una tendencia creciente durante la década reciente, con una tasa de crecimiento promedio anual de 2.2 por ciento (FIRA, 2017). El inventario animal publicado por la FAPRI para 2021 fue de 11,771 miles de cabezas de cerdo y 1,255 miles de cabezas de vientre para cría, con ello se logró una producción de 1,495 miles de toneladas métricas. El SIAP reportó al cierre del 2020 un millón 649 mil toneladas y representó un 2.7% más que lo conseguido en 2019 (SIAP, 2021). En la región Sur del Estado de México predomina la porcicultura de traspatio o extensiva en un 63.63 %, con piaras de 5 a 50 cerdos por unidad. Por su

parte, el sistema semi-intensivo o semi-tecnificado ocupa el restante 36.37 % de la producción local. Resulta importante destacar que la porcicultura intensiva no es practicada en la región debido a que no se cuentan con las condiciones necesarias para su desarrollo (González et al. 2014).

El crecimiento de la producción es resultado del incremento de cabezas sacrificadas y mayores pesos en los animales al momento del sacrificio. Los precios relativamente bajos de los alimentos y la mejora genética son la razón de mayores pesos al momento del sacrificio. Las mejoras genéticas se han reflejado en mejor productividad, debido a una mayor conversión alimenticia (FIRA, 2017; McAuliffe et al., 2017), la cual también ha mostrado reducir impactos ambientales por unidad de cerdo (McAuliffe et al., 2017). Sin embargo, la productividad se ve limitada por los continuos problemas de bioseguridad (diarrea epidémica porcina, síndrome respiratorio y síndrome reproductivo porcino), así como por la competencia de las importaciones (FIRA, 2017).

De acuerdo con el USDA, el sector porcino mexicano se está consolidando a través de la integración vertical en las granjas comerciales; la producción de cerdos continúa creciendo gracias al mejoramiento de la bioseguridad y la genética.

Desde 2019, China ha incrementado significativamente las compras del cárnico mexicano, en 2019 adquirió cerca de 5 mil toneladas y en 2020 poco más de 9 mil, con ello se ha consolidado como el segundo mayor comprador, desplazando a Estados Unidos y Corea del Sur.

#### 1.4 Consumo nacional de carne de cerdo

El consumo de carne de cerdo en México ha presentado una tendencia alcista, de manera que en los últimos diez años creció a una tasa promedio anual de 3.9 por ciento, al pasar de 1.4 millones de toneladas en 2006 a 2.03 millones de toneladas en 2016. Entre 2014 y 2016, el 69 por ciento del consumo de carne de cerdo en México provino de la producción nacional, mientras que el 31 por ciento se abasteció de importaciones (FIRA, 2017).

La carne de cerdo sigue siendo una alternativa de menor costo en comparación con la carne de bovino, y su precio es competitivo con la carne de ave. Dado que los consumidores son cada vez más conscientes de que los sistemas de producción de cerdos son tan confiables como los de la

carne de bovino y de aves de corral, la carne de cerdo sigue ganando la confianza de los consumidores como una fuente sana de proteínas (USDA, 2017).

El consumo per cápita de carne de cerdo en México ha aumentado de manera consistente durante la última década. Entre 2006 y 2016, creció a una tasa promedio anual de 3.1%, para ubicarse en 18.6 kilogramos por persona por año. En dicho período, el consumo per cápita de carne de cerdo creció a un ritmo mayor que el consumo per cápita de la carne de ave, que registró una tasa de crecimiento promedio anual de 1.9 por ciento, al ubicarse en 33.4 kilogramos en 2016 (FIRA, 2017).

### 1.5 Impactos ambientales, sociales y a la salud humana por la producción intensiva de cerdos

Los cultivos y la ganadería representan el 70 por ciento de todas las extracciones de agua y hasta el 95 por ciento en algunos países en desarrollo (FAO, 2021). La industria porcina consume una gran cantidad de agua (huella de agua=  $6\text{m}^3/\text{kg}$  de carne) (Palhares, 2011), generando a su vez efluentes contaminados. En la actualidad, una de las dificultades que enfrentan los productores de cerdo es encontrar el destino adecuado de los residuos que se generan en grandes volúmenes a lo largo de la producción porcina (Moretti et al., 2020). El riesgo por dichos residuos es por el destino inapropiado y sin tratamiento de los efluentes, ya que la carga orgánica contaminante con exceso de nutrientes, patógenos, restos de medicamentos y hormonas, puede afectar al suelo, agua y productos agrícolas. Las desventajas principalmente para la población cercana a las granjas de cerdos son las molestias de olores, riesgo higiénico, contaminación del ambiente por gas amoníaco y partículas suspendidas de polvo y el riesgo del agua superficial y el suelo por sobrecarga de nutrientes del estiércol (Schuchardt et al., 2011).

La generación de otros desechos orgánicos como restos de animales muertos, producen patógenos y olores ofensivos y tienen impactos muy adversos al ambiente y a la salud humana (Makan, 2015). Cuando se trata de una eliminación masiva de animales por algún brote de enfermedad, es de suma importancia realizar las operaciones de eliminación de cadáveres no solamente conforme los principios científicos de destrucción del patógeno aceptables, sino también tranquilizando al personal involucrado y respetando al medio ambiente. Gooding y Meeker (2016), mencionan

respecto a la bioseguridad que “una carcasa de animal está compuesta de material activo microbiológicamente y puede contener virus, bacteria, protozoos, parásitos, toxinas, residuos de drogas y otros químicos”. Particularmente en China tras el brote de la ASF, se implementó una política estricta de sacrificio sanitario, que implica delimitar las zonas de cuarentena para las áreas infectadas y el sacrificio riguroso de rebaños infectados, cerca de 150-200 millones de animales (You et al., 2021).

Desde 2010 la FAO ya señalaba requerimientos específicos para el sacrificio inmediato de cerdos contaminados con ASF:

- a) Personal capacitado en métodos aprobados de sacrificio selectivo (humanitario) y legislación nacional para la compensación por pérdidas,
- b) Entierro seguro o incineración de las carcasas y otros materiales infectados, para lo cual es necesario contar con conocimiento de las áreas hidro/geográficas.

La incineración es común para la disposición de estos tipos de residuos en poca cantidad, pero, cantidades mayores requieren substancialmente mayor diésel y causa contaminación del aire (Ahn et al., 2007).

## 1.6 Estrategias de mitigación

### 1.6.1 Digestión anaerobia

La producción de energía limpia desde la biomasa es una alternativa que ha impulsado el desarrollo de nuevas tecnologías y el mejoramiento de las utilizadas desde hace muchos años, como es el caso de la digestión anaerobia para el tratamiento de aguas residuales o desechos generados por las actividades humanas, incluyendo en sector pecuario (Achinas et al., 2017). La digestión anaerobia se ha propuesto como una tecnología sustentable, amigable con el ambiente y de bajo costo para el tratamiento de los residuos porcinos produciendo bioenergía (Cao et al., 2019). Esta tecnología es aplicada mundialmente debido a su capacidad de producir metano como fuente de energía renovable, así como también para recuperación de nutrientes: nitrógeno (N) y fósforo (P) (Romero

et al., 2016). La digestión anaerobia es un proceso bioquímico que consiste en la degradación de materia orgánica proveniente de aguas residuales (Parra, 2015).

Alemania es el país que encabeza la producción de biogás por medio de digestión anaerobia con biomasa agrícola principalmente de ensilados de maíz y solo utilizan los subproductos de la cría de animales para el poder de generación (Fuchsz y Kohlheb, 2015). Este país en el año 2012 contaba con 7,874 plantas y la producción bruta de electricidad fue de 27,239 GWh/a. En Brasil casi el 20 % de las fincas utilizan biodigestores con quemadores, para el sistema de gestión del estiércol, debido principalmente al potencial de reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI); esto por la conversión de emisiones de CH<sub>4</sub> a CO<sub>2</sub> en los procesos de combustión (es decir, llamaradas), ó en calor ó energía eléctrica (Cherubini et al., 2015). Sin embargo, cuando la fracción sólida ingresa a los digestores no se logra la remoción de (N y P), y la disminución en su volumen (Kunz et al., 2009), por lo cual una alternativa para el manejo de la fracción sólida del estiércol sería el compostaje (Cherubini et al., 2015).

En México el uso de esta tecnología es a diferentes escalas, las más abundantes son de pequeña y mediana escala instaladas en zonas rurales y semiindustriales (Ramírez et al., 2020). A través de incentivos económicos, se promueve la instalación de digestores en explotaciones ganaderas, ya que, en zonas rurales con falta de recursos económicos y capacidad técnica, estas prácticas facilitan la gestión del estiércol (FIRCO, 2011). De 2005 a 2018 se contabilizaron 820 biodigestores tipo laguna, instalados en granjas porcinas y establos lecheros, sin embargo, se estima que esta iniciativa no fue exitosa, ya que en promedio funcionaron de 2 a 4 años y pocos digestores de 8 a 10 años, pero con bajos rendimientos (0.3 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>de laguna/d), esta tecnología no se adaptó bien a las condiciones del campo mexicano (Gutiérrez, 2018).

Un estudio realizado por Díaz-Vázquez et al. (2020), asegura que en el estado de Jalisco, el cual es el mayor estado ganadero en México y líder en la producción de cerdos, huevo y leche, así como también en los residuos que estos generan contribuyendo con un 10% en 2015 a que México sea el principal emisor de gases efecto invernadero en América latina, tiene el potencial de generar 5.5% de su demanda total de electricidad, si todos sus residuos generados son tratados y utilizados en unidades centralizados de digestión anaerobia.

Desde el punto de vista económico, la implementación de tecnologías de tratamiento anaerobio de residuales porcinos es ventajosa ya que el período de recuperación de la inversión no excede los 2 años según concluyen Alonso et al. (2014) en su investigación de cinco casos de estudio de granjas porcinas aplicando el tratamiento anaeróbico tipo cúpula fija de residuales porcinos para la producción de biogás.

El biogás producido puede ser quemado en una turbina de gas o motores de combustión interna, los cuales generan electricidad y calor; diversos investigadores realizan adaptaciones a motores convencionales y los operan con biogás para generar electricidad, sin embargo, los motogeneradores con biogás son más costosos en la actualidad (Venegas et al., 2017).

Escalera et al. (2014), evaluaron proyectos de mecanismo de desarrollo limpio (MDL) de granjas porcinas en México, la evaluación financiera contempló la adquisición, instalación y costos de mantenimiento de un motogenerador de 60 kW con 15 horas de operación durante 365 días, este estudio demostró que el motogenerador operado con biogás es rentable para las granjas al generar su propia energía. Obtuvieron indicadores financieros muy altos, por ejemplo, TIR con valores entre 30.34 y 152.58%, considerando una tasa de actualización de 12%.

Venegas et al. (2017), concluyeron que el estado de Puebla tiene un gran potencial para que sus granjas porcinas con más de 500 cerdos puedan ser autosuficientes en energía eléctrica al emplear sus desechos en biodigestores-motogeneradores con una relación beneficio costo de 1.67%. Granjas de 2,000, 3,000 y 5,000 cerdos cuentan con suficiente biogás incluso para operar otro motogenerador y la relación beneficio costo desde 2.17% hasta 3.07% respectivamente.

Un estudio más de Amaral et al. (2014), mostraron que la producción de biogás está directamente relacionada con el incremento de carga orgánica; se alcanzó una capacidad máxima de generación de biogás de  $0.869 \text{ N m}^3/\text{kg}/\text{SV}$  agregados, con una carga orgánica de  $1.853 \pm 0.016 \text{ Kg SV m}^3/\text{día}$ .

### 1.6.2 Control de microorganismos

Un aspecto de suma importancia que se debe tener en consideración para el uso del efluente como abono orgánico para cultivos agrícolas o como agua de riego es el parámetro bacteriológico

(cantidad de coliformes fecales), ya que según las directrices de la Organización Mundial de la Salud (OMS) establecen un máximo de 1000 coliformes fecales en 100 ml de muestra para irrigación en cultivos de consumo crudo, industriales, forrajes, pastos y árboles (Branda et al., 2016). Estos mismos autores reportaron en sus pruebas bioquímicas de afluente y efluente de estiércoles porcinos no existir diferencias estadísticas en la cantidad de coliformes fecales debido principalmente a las bajas temperaturas registradas durante su trabajo, por lo cual, no se recomiendan para uso en la agricultura; ellos encontraron en el efluente porcino principalmente las especies de *Proteus spp*, *Escherichia coli*, *Klebsiella*, *Citrobacter freundii*.

Cruz et al. (2004), reportaron un conteo de gérmenes mesófilos viables, anaerobios y coliformes fecales en residual de entrada y salida de un digestor anaerobio tipo cúpula fija con aguas residuales porcinas; en el caso de coliformes fecales en el residual de entrada fue de 7,866 y en salida de 4,529 con una remoción del 42.42 %. Aunado a esto, es necesario realizar pruebas fitopatológicas de los efluentes para corroborar el uso seguro en la producción agrícola. Bioensayos ecotoxicológicos sensibles y simples como germinación de semillas y elongación de raíces fueron realizados por Priac et al. (2017) para evaluar aguas residuales con problemas ambientales de concentración de metales pesados. Dichos autores evaluaron 4 variedades de lechuga (*L. sativa* L.: Appia, batavia doré de printemps, grosse blonde pousseuse y Kinemontepas), encontrando que después de comparar el índice de germinación con los valores de conductividad eléctrica, la variedad Appia fue más sensible y las otras tres más resistentes a la toxicidad.

Gerber et al. (2017) reportaron fitotoxicidad del afluente y efluente de un rastro porcino usando semillas de lechuga y calabaza como bioindicadores; el índice de germinación de la semilla de lechuga mostró una correlación negativa ( $p < 0.05$ ) con el nitrógeno (-0.93) en el afluente y ambas semillas una correlación negativa con el Zn (lechuga -0.63 y calabaza -0.64) en el efluente tratado. En adición, los efluentes provenientes del manejo del estiércol son también fuente de agua que pueden aprovechar las plantas junto con los nutrimentos en una solución nutritiva y en un sistema hidropónico (Capulín et al., 2011) propiciando en zonas donde el recurso hídrico es escaso, se puedan producir alimentos en pequeñas áreas (Godínez et al., 2007).

La utilización de los efluentes de estiércol puede ser una alternativa viable y económica en la producción de hortalizas en invernadero con hidroponía, ya que se da la utilización de un desecho

contaminante y de fácil y simple obtención, evitando el uso de fertilizantes químicos de alta solubilidad, que en la mayoría de las ocasiones son costosos y más propensos a contaminar el ambiente (Capulín et al., 2011).

### 1.6.3 Compostaje de residuos orgánicos

El compostaje ha sido considerado como una tecnología aceptable para el tratamiento de residuos orgánicos ya que es amigable con el ambiente, además que el producto final puede ser usado benéficamente como sustituto de fertilización inorgánica y mejorador de suelo (Gerber et al., 2013; Bernal et al., 2009; Ahn et al. 2008; Pagans et al., 2006). El compostaje de estiércol en pilas estáticas con aireación natural es un proceso de bajo costo y baja energía que puede ser aplicado en granjas de pequeña y mediana escala (Oudart et al., 2015).

El compostaje de purines de cerdo tiene algunas ventajas: los purines líquidos son convertidos a sólidos con baja humedad, el volumen y peso de este material es reducido y el producto ya estable es más fácilmente transportado desde el sitio (Cook et. al, 2015). Las emisiones de olores y la contaminación a la atmosfera son los problemas más comunes del proceso de compostaje, ya que los materiales orgánicos desglosados y descompuestos por microorganismos bajo condiciones aeróbicas, liberan CO<sub>2</sub> como emisión gaseosa (Bong et al., 2017). El manejo del estiércol en las granjas porcinas es considerado el mayor contribuidor de emisiones de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O (Sáez et al., 2017).

Los resultados de Santo et al. (2018) en su evaluación del valor fertilizante de dos compostas de la fracción sólida de purines de cerdo (FSP) mezcladas con residuos de algodón relación 4:3 y 3:4 respectivamente, en la producción de pasto Rye Grass italiano (*Lolium multiflorum* Lam.), fueron que ambas compostas incrementaron la producción de biomasa en la planta, pero la composta con mayor proporción de FSP fue más eficiente para la fertilización con N (eficiencia agronómica relativa: 38.1–47.6%; uso eficiente de N: 34.1–41.9%) debido a la mayor concentración de N inorgánico. Por otro lado, Sáez et al. (2017) evaluaron dos sistemas de compostaje con volteo mecánico de la FSP mezclado con: 1-paja de cereal y 2-residuos de algodón, las compostas obtenidas estuvieron maduras, estables y con alto grado de humificación de su materia orgánica

(54.4 y 59.7% respectivamente), ausencia de fitotoxicidad (Índice de germinación: 88 y 80% respectivamente) y buena concentración de nutrientes (Nt: 26.5 y 28.1 gr/kg; P: 29.1 y 27.8; gr/kg y K: 9.6 y 20.8 gr/kg respectivamente).

Otro aspecto de suma importancia dentro de las instalaciones ganaderas, es la disposición de los animales que mueren, ya que estos requieren un adecuado tratamiento para prevenir efectos negativos al ambiente (Guidoni et al., 2021). Estos desechos por lo regular se entierran, queman, incineran, compostean o son sometidos a una hidrólisis alcalina (Gwyther et al., 2011). Resulta de suma importancia que la eliminación de este tipo de residuos sea completa, ya que es latente el riesgo por patógenos o agentes infecciosos debido a su incompleta destrucción; por ejemplo, la inactivación de virus durante el compostaje está determinada por una combinación de factores químicos, físicos y biológicos (Schwarz y Bonhotal, 2015). Los coliformes fecales pueden sobrevivir en condiciones aeróbicas y anaeróbicas y es común su presencia al inicio de un proceso de compostaje; por lo tanto, los coliformes fecales son un indicador para determinar si el método elegido para la reducción de los mismos ha reunido los requerimientos de suficiente temperatura, tiempo y mezclado (Makan, 2015). El calor generado durante la fase termófila del compostaje es el encargado de la reducción o eliminación de patógenos, aunque también, estos son inactivados por la degradación microbiana y el amonio (Schwarz y Bonhotal, 2015).

El compostaje aeróbico de cadáveres de animales es un método alternativo amigable con el medio ambiente, las canales de animales o restos de animales pueden ser composteados si son mezclados o acomodados en capas con partes aproximadamente iguales de estiércol o agentes de carga como paja y aserrín (Gooding y Meeker, 2016). De acuerdo a Zeng et al. (2012), la fase termófila (55 a 65°C) fue observada en sus tratamientos de compostaje de materiales de riesgo especificados (SRM por sus siglas en inglés) (mortalidad de ganado bovino enfermo de encefalopatía espongiiforme bovina) mezclado con paja de trigo o aserrín de madera blanda; los resultados indicaron que el compostaje de SRM con paja de trigo o aserrín produjeron una composta madura con valores de 0.199 y 0.167 mg CO<sub>2</sub>-C g<sup>-1</sup> de materia orgánica d<sup>-1</sup>, respectivamente.

Un estudio realizado por Ahn et al., (2007) evaluó la biodegradabilidad de canales de cerdos en un sistema de compostaje de aireación pasiva bioseguro, observando que el producto final obtenido de la mezcla de las canales y paja de maíz (259 kg y 694 kg, respectivamente) tuvo una

degradabilidad del 86 % durante las primeras 6 semanas del proceso. Las emisiones de gases efecto invernadero incluyen  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ , y  $\text{CH}_4$  como los principales gases que contribuyen al potencial de calentamiento global derivados de los procesos de compostaje, por lo cual, es de suma importancia incluir al proceso algunas estrategias de mitigación como agregar agente de carga, sistema de aireación, agente químico ó la utilización de composta madura (Bong et al., 2017).

Guidoni et al., (2021) evaluaron la eficiencia del compostaje de carne de cerdos muertos en 5 tratamientos todos con 50% de aserrín: T1= 50% lodos de rastro (control), T2= 20% lodos y 30% cerdos muertos, T3= 10% lodos y 40% cerdos muertos, T4= 20% composta madura y 30% cerdos muertos y T5= 30% composta madura y 20% cerdos muertos; todos los tratamientos que incluían los cerdos muertos tuvieron alto contenido de N (7.5%) y P (3.1%) en comparación al control (N= 2.6 % y P= 2.2%).

Pagans et al. (2006) realizaron compostaje de restos de animales (conejos y pollos) principalmente de vísceras a escala laboratorio, para evaluar la emisión de amonio durante el proceso, encontrando una emisión acumulativa de  $14.1 \text{ g NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ N}$ .

## 1.7 Índices de sustentabilidad

La metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se considera que es la mejor herramienta para evaluar el desempeño medioambiental de sistemas de gestión de residuos (Arena *et al.* 2003), ya que permite evaluar, desde una perspectiva global, todos los impactos ambientales que ocasiona la gestión integral de los residuos, facilitando la comparación entre distintas alternativas de tratamiento (Mc Dougall *et al.* 2001; Laurent *et al.* 2014).

Corbala et al. (2018) aplicaron un ACV para evaluar el tratamiento biológico de estiércol de cerdos contra la aplicación directa al suelo de cultivo en Bélgica. El ACV fue aplicado a dos plantas productoras de biogás a gran escala en Italia, una planta utilizó purines de cerdo como materia prima para el digestor y terminó en beneficios ambientales en todas las categorías de impacto como consecuencia de créditos relacionados con procesos reemplazados (i.e. producción de electricidad, fertilización mineral) (Lijó et al., 2014). A través del ACV, Fuchsz y Kohlheb (2015) publicaron

una mayor disminución en la acidificación ambiental en una planta de digestión anaerobia de estiércoles en comparación de otras plantas que producían biogás a través de residuos agrícolas.

## 2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Según reportes de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), la demanda y la producción mundial de productos ganaderos están aumentando rápidamente, debido al crecimiento de la población, el aumento de los ingresos y los cambios en el estilo de vida y las dietas. Al mismo tiempo, los sistemas ganaderos tienen un impacto significativo en el medio ambiente, y a la biodiversidad. Específicamente la población mundial porcina produce aproximadamente 1.7 billones de toneladas de estiércol líquido anualmente (Makara y Kowalsky, 2018). Los purines de cerdo son una mezcla de heces, orina y agua de lavado (Cook et al., 2015), también pueden incluir restos de alimentación dependiendo de la tecnificación de la granja y su manejo.

En la actualidad, existe un excedente de nutrientes en las zonas de producción intensiva ganadera con limitadas áreas agrícolas como resultado del exceso de producción de estiércol (Corbala-Robles et al., 2018). En el caso de sistemas de producción intensiva de ganado en zonas periurbanas, los impactos asociados a la gestión del estiércol van desde zoonosis y la carga de olor, ruido, polvo y partículas finas en suspensión (PM<sub>2.5</sub>) (Wei et al., 2016; Menzi et al., 2010). Tradicionalmente en muchas partes del mundo, los estiércoles son aplicados al suelo agrícola como entrada de nutrientes para el rendimiento en cultivos y forrajes; ya que éste, es rico en nutrientes orgánicos e inorgánicos que tienen propiedades similares a los fertilizantes inorgánicos (Makara y Kowalsky, 2018). Sin embargo, la producción porcina es considerada como contribuidora de impactos negativos ambientales como: emisiones de gases efecto invernadero, calentamiento global (McAuliffe et al., 2017; Pexas et al., 2020) y uno de los mayores contribuidores de eutrofización de cuerpos de agua dulce y acidificación de los ecosistemas (De Vries y De Boer, 2010).

La contaminación gaseosa generada por las granjas de cerdo se puede originar desde los propios animales o la descomposición de su estiércol, esos gases efluentes generan muchos problemas

ambientales, afectando la atmosfera, el vecindario y la salud de los cuidadores. Los compuestos gaseosos más abundantes emitidos por las granjas de cerdos Los gases son amoniaco ( $\text{NH}_3$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (Dumond, 2018).

En México, la cría de cerdos es la tercera actividad ganadera más importante después de los bovinos y las aves (De Victoria-Almeida et al., 2008). Su producción creció a una tasa promedio anual de 2.2 % durante la década reciente (FIRA, 2017). Esta importante agroindustria en México también presenta problemas ambientales y sociales debido a la contaminación de las aguas y del suelo que se encuentra a su alrededor, además, son acompañados de malos olores (Garzón y Buelna, 2014) y a medida que la demanda de carne de cerdo aumenta, se generan enormes cantidades de desechos, asociadas principalmente al incremento de estiércol y aguas residuales (Pérez et al., 2016). El sector agropecuario en México en 2019 generó 10.508,849 Gg  $\text{CO}_2\text{eq}$ , 40,002 de  $\text{CH}_4$  y 22,528  $\text{N}_2\text{O}$  (INECC, 2021).

Cervantes et al. (2007) reportaron que en el estado de Sonora, México, la industria porcina ha provocado efectos severos en el ambiente por la acumulación de desechos sólidos sin tratar y por la contaminación de diferentes cuerpos de agua donde son descargadas sus aguas residuales, así como también emisiones de amónico y ácido sulfhídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ). De Victoria-Almeida et al. (2008) reportaron que en México el 38 % de las granjas porcinas (principalmente pequeñas granjas), descargan directamente aguas residuales sin tratar a cuerpos de agua y suelo.

Otros residuos que se pueden generar dentro de las granjas son restos de placentas en el parto de las cerdas y animales que mueren en la granja. Este último tipo de desechos orgánicos, tienen impactos adversos al ambiente y a la salud humana, producen patógenos y olores ofensivos (Makan, 2015). Los animales muertos y vísceras son un fuerte problema en las unidades de producción debido a que son reservorio de parásitos, virus y bacterias, algunos de los cuales son patógenos (Jerónimo et al., 2014).

A pesar de lo anterior, el sector ganadero mundial tiene una asociación de dos vías con el cambio climático: de una manera que conlleva una parte significativa de las emisiones de GEI antropogénicas y, por otro lado, puede desempeñar un papel importante en los esfuerzos de mitigación (Misra y Dey, 2014), i.e. producción de energía renovable y recuperación de nutrientes

por el tratamiento adecuado de los residuos orgánicos. Diversas investigaciones han reportado la utilización de estrategias de mitigación como digestión anaerobia o procesos de compostaje de los residuos orgánicos generados en la producción de animales para consumo de carne.

### 3. JUSTIFICACIÓN

En la actualidad existen dentro del sector agropecuario tres dificultades principales que generan un impacto negativo en el ambiente: elevadas cargas orgánicas derivadas de los desechos orgánicos, uso de combustibles fósiles y uso de fertilizantes sintéticos en la producción agrícola. Los gases efecto invernadero ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$ ) provenientes de la degradación anaerobia de la materia orgánica y el uso de combustibles fósiles, la dispersión de amoníaco y nitrato con efecto potencial en la acidificación de las aguas y suelos donde se concentran estiércoles y purines animales y/o uso indiscriminado de los fertilizantes sintéticos, así como también eutrofización de aguas, son claros ejemplos del deterioro ambiental hoy en día. La producción porcina mundial se ha incrementado en más de 3.5 veces durante los últimos 40 años. Su producción se ha elevado hasta constituirse en una importante fuente de divisas en México; sin embargo, ha repercutido en un incremento en los desechos orgánicos y aguas residuales. Los daños ocasionados al ambiente van desde riesgos sanitarios, emisiones atmosféricas, contaminación de aguas superficiales y subterráneas, dispersión de olor y contaminación de suelos, debido a las características que presentan estos desechos.

Esta contaminación del ambiente sugiere la necesidad de asumir una nueva actitud de administración y desarrollo sostenible, para conservar y al mismo tiempo mantener la sostenibilidad de los recursos. La mitigación de estos impactos ambientales impone mejorar las prácticas actuales de gestión para lograr un tratamiento adecuado de los residuos que se generan, con el consecuente aprovechamiento ecológico de los mismos. El estiércol animal es un recurso valioso generalmente por contener todos los macros y micros elementos requeridos para el crecimiento de las plantas. Su aplicación en suelos agrícolas incrementa la materia orgánica del suelo y mejora sus propiedades. También reduce la erosión, restaura suelos de cultivo erosionados, reduce la lixiviación de nutrientes y aumenta el rendimiento de los cultivos.

Para mitigar el cambio climático la digestión anaerobia de residuos orgánicos es una opción prometedora y se considera una tecnología de tratamiento sostenible; las ventajas que ofrece son la obtención de energía renovable (biogás, calor y electricidad), generación de abonos orgánicos y su bajo costo de inversión, por lo cual ha sido implementada en forma generalizada por los países desarrollados y en vías de desarrollo. Adaptar esta tecnología dentro de los sistemas de producción animal es relevante ya que las mayores emisiones de metano provenientes del estiércol son producidas en el almacenamiento por la descomposición anaeróbica y en menor cantidad por la aplicación al suelo de cultivo.

Por otro lado, la biotecnología de compostaje aeróbico de desechos orgánicos que ha sido utilizada desde hace décadas principalmente para la disposición del estiércol, en los últimos años ha incrementado la atención en cuanto a su utilización como método para el manejo de otros desechos incluyendo restos de animales muertos y desechos de rastros. Este tipo de desechos pueden ser composteados con el uso de un agente de carga (aserrín, composta, paja) en partes aproximadamente iguales. Esta estrategia brinda también mitigación de impactos ambientales principalmente riesgos de salud por patógenos, malos olores, además de ser una fuente de reciclamiento de nutrientes aprovechables en la producción agrícola y aunado a ello, es una de las estrategias de mitigación para la reducción de gases efecto invernadero.

Sin embargo, para investigar el desempeño ambiental en la gestión de residuos orgánicos del sistema producción porcina, se requiere utilizar indicadores para evaluar los impactos al ambiente causados por un producto o servicio. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV), ha sido usado en diferentes escenarios del manejo de los estiércoles de cerdo en diferentes áreas geográficas. Es considerado un método importante y muy usado en el manejo ambiental moderno. Es una metodología muy confiable y poderosa para cuantificar, evaluar, comparar y mejorar la producción en términos de su potencial de impactos ambientales.

#### 4. OBJETIVO GENERAL

Evaluar el desempeño ambiental del sistema de aprovechamiento de los residuos orgánicos generados en una granja porcina para obtener productos de valor (composta, biogás y biol) mediante el análisis de ciclo de vida, para hacer una propuesta de producción sustentable.

#### 4.1 OBJETIVOS PARTICULARES

1. Establecer la unidad funcional y los límites del sistema de aprovechamiento de los residuos orgánicos generados en una granja porcina.
2. Realizar el Análisis de Inventario de Ciclo de Vida (ICV) para cada operación unitaria del sistema de aprovechamiento de residuos orgánicos.
3. Validar los datos del ICV a través de balances de materia y energía y/o análisis comparativos de las fuentes de emisión al ambiente de los procesos unitarios.
4. Propuesta de las acciones de retroalimentación del sistema para mejorar el proceso.

#### 5. HIPÓTESIS

El aprovechamiento de los residuos orgánicos generados en una granja porcina para la obtención de productos de valor (composta, biogás y biol), reduce los impactos negativos potenciales al ambiente y a la salud humana, haciéndola una granja sustentable.

## 6. MATERIALES Y MÉTODOS

### 6.1 Sitio de estudio

La granja porcina es del tipo “Ciclo completo” con una extensión de 6,900 m<sup>2</sup>, cuenta con 60 zahúrdas y está localizada en Telpintla, municipio de Temascaltepec, Estado de México, México (Fig. 1) a 1,849 msnm. Las características climatológicas y geomorfológicas de la zona son: clima templado subhúmedo con lluvias en verano (Cw) (INEGI 2009); temperatura promedio anual entre 18-22°C; precipitación promedio anual 700-1200 mm (GMT, 2016; INEGI, 2016). La fisiografía del lugar es lomerío de tobas con mesetas y Sierra alta compleja con cañadas. Geología de período Neógeno y roca ígnea extrusiva: basalto. El suelo predominante es Andosol y existe una subcuenca del Río Temascaltepec con corrientes de agua perennes. La vegetación es bosque y pastizal con pequeña extensión para uso de la tierra agrícola, pecuario y zona rural (INEGI 2016).

En la granja se cuenta con 1,240 cerdos. Los animales son clasificados de la siguiente manera: maternidad (100 vientres de 220 kg y 204 lechones de 0 a 21 días ó 7 kg de peso), pre-iniciación (187 lechones de 7-17 kg), iniciación (187 cerdos de 17 a 35 kg), crecimiento (187 cerdos de 55-78 kg), desarrollo (187 cerdos de 78-110 kg), finalización (187 cerdos de <110 kg) y un semental (280 kg).

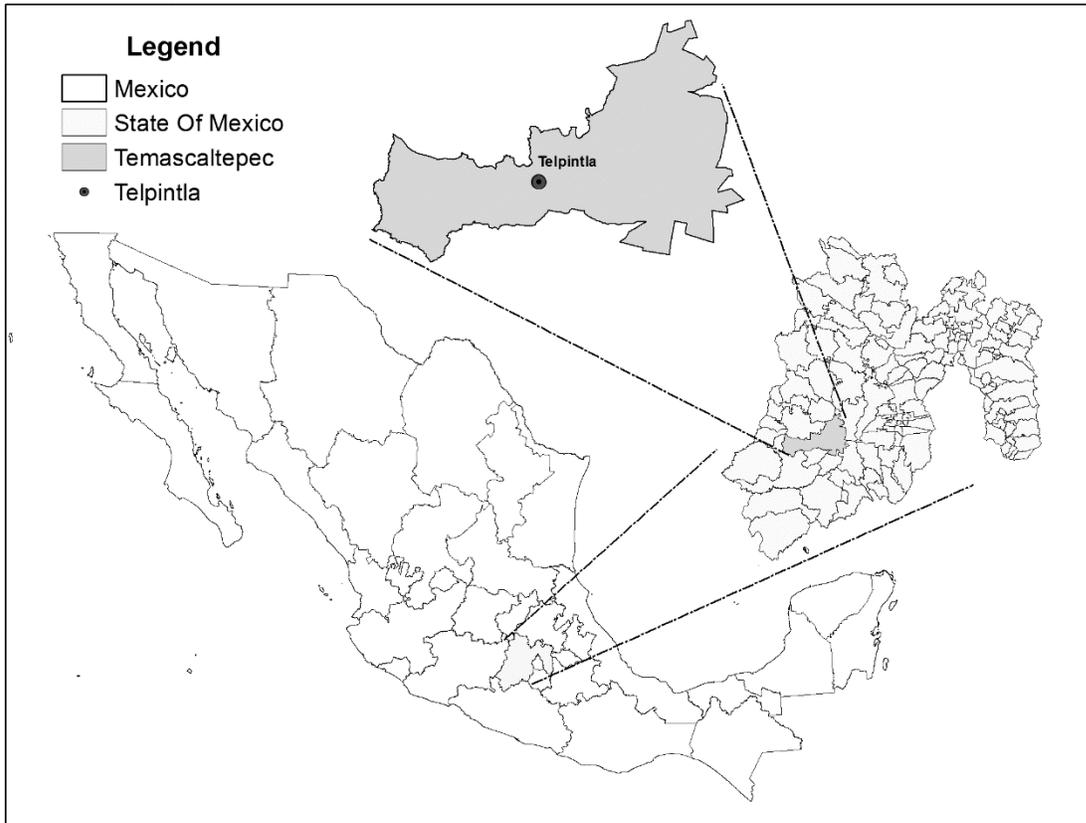


Figura 1. Localización en el mapa del área de estudio. Desarrollado usando ArcMap v.10.4 y fuente (INEGI 2019).

## 6.2 Residuos generados

Los principales residuos generados en la granja porcina son los purines de cerdo, ya que constituyen el mayor volumen tanto en forma sólida como líquida. Estos desechos se generan a través de la evacuación diaria de todos los animales de la granja excepto el semental, que se mantiene en una zahúrda apartada de las cerdas. Cada día se lavan por la mañana las zahúrdas de los cerdos con agua de río y el estiércol y los orines son arrastrados hacia tuberías que los conducen a un tanque de almacenamiento de purines. Cabe señalar que, por el nivel de tecnificación implementado en la

granja, los comederos son automatizados y no se desperdicia el alimento, por lo cual, los purines no contienen dichos restos.

Otro desecho que se genera en la granja son los restos de animales muertos (carcasas) tanto de lechones como adultos. Comúnmente las muertes son resultado de aplastamiento de las hembras e inanición en el caso de los lechones, la mortalidad después del destete es menor al 1%. Las causas de muerte en jóvenes y adultos, son por riñas entre animales ó úlcera gástrica. En adición, la granja está libre de epizootias.

También son comunes otros residuos orgánicos en la granja provenientes de los partos de las cerdas tales como placentas, sangre y cordones umbilicales (Fig. 2). Aproximadamente paren a la semana 8 cerdas y el peso aproximado de los restos en cada parto es de 15 kilogramos.



Figura 2. Restos de animales muertos y placentas dentro de la granja porcina.

### 6.3 Sistema de aprovechamiento de los residuos orgánicos

La Fig 3. muestra los principales procesos considerados dentro del sistema de tratamiento de residuos orgánicos de la granja porcina. La definición de los límites del sistema es un elemento importante en el modelaje del ACV, ya que definen todos los procesos a ser considerados (Elwan et al., 2015). Para el propósito de este estudio, los límites del sistema comprenderán los procesos involucrados que serán agregados en cuatro principales subsistemas: (S1) separación de purines, (S2) digestión anaerobia, (S3) compostaje de FSP y (S4) compostaje de restos de animales muertos y placentas. Además, se tomaron en cuenta el potencial de procesos evitados por la valorización de los productos generados.

Los flujos de materia y energía para la cría y producción de animales no son necesarios porque los efectos ambientales son principalmente debido a productos primarios como: producción de carne. Por lo tanto, la producción de cerdos estará excluida de los límites del sistema ((Fuchsz y Kohlheb, 2015; Lijó et al., 2014).

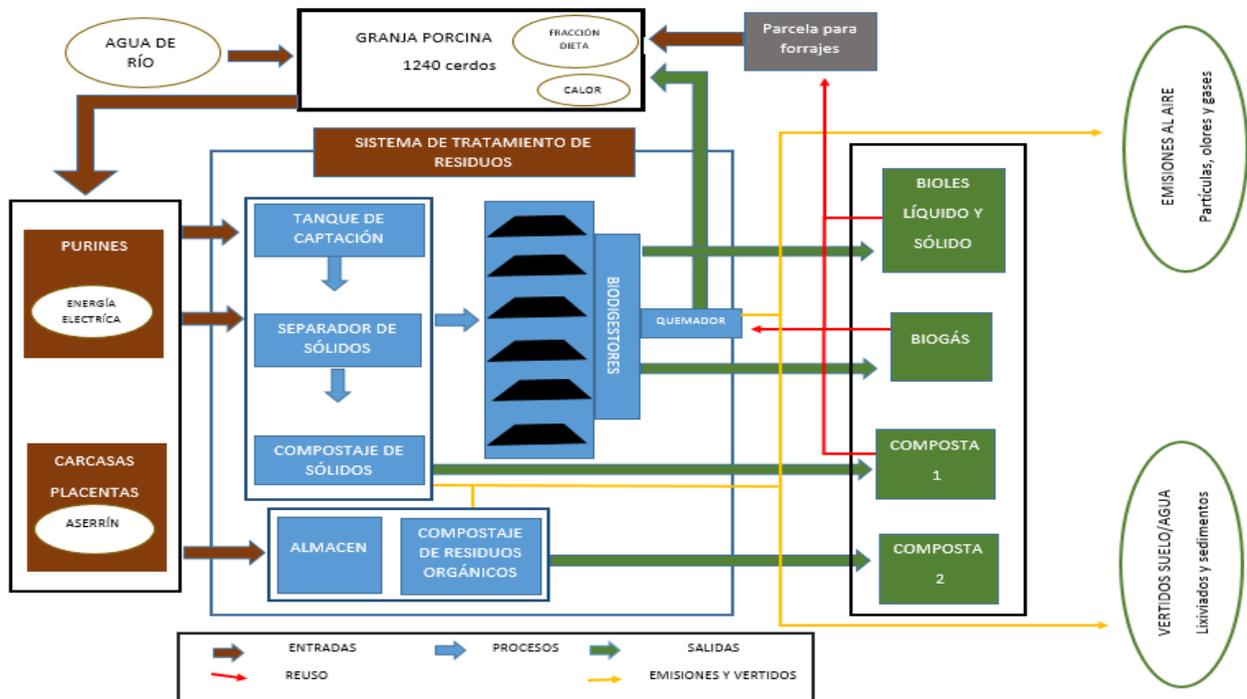


Figura 3. Sistema de tratamiento de residuos orgánicos porcinos. Fuente: elaboración propia.

### 6.3.1 Subsistema 1. Separación de sólidos

Los purines generados diariamente en la granja son conducidos por tuberías de 4" de diámetro de PVC directamente de las zahúrdas de todas las etapas de la cría y producción de cerdos. La extensión de tuberías es de 55 metros lineales y se conducen por gravedad (Fig.4). Se depositan en un tanque de captación con capacidad de 40 m<sup>3</sup>, construido de concreto y bajo un área techada (Fig.5). De donde salen al separador en un tiempo no mayor a 24 horas.



Figura 4. Tuberías para conducción de purines por gravedad.



Figura 5. Tanque de captación de purines de 40 m<sup>3</sup> vacío y lleno.

### 6.3.2 Subsistema 2. Digestión anaerobia

Mediante una bomba para lodos IPASA® modelo CS230F 1HP los purines son transferidos hasta un separador de sólidos tipo cascada (IPASA® modelo SS250) a 3 m de altura, funcionando mediante energía eléctrica seis días a la semana por 5 horas (Fig. 6). Esta operación, separa la fracción sólida y líquida de los purines. La fracción líquida (afluente), con cantidad mínima de sólidos, es dirigida a dos tanques distribuidores (3 m<sup>3</sup> cada uno), para un posterior proceso de digestión anaerobia. Esta separación se realiza para disminuir la carga orgánica en la mezcla del afluente que ingresa al proceso de digestión anaerobia y que pueda afectar la producción de biogás. El afluente entra a un proceso de digestión anaerobia (Fig. 7). Los tanques distribuidores del afluente están conectados a un sistema de seis reactores anaerobios de tipo bolsa flexibles (Sistema Biobolsa ®) con medidas de 14 m de largo, 1.5 m de ancho y 1.5 m de altura. En la parte superior de los reactores hay una válvula para extracción de biogás y trampa para sulfuro de hidrógeno. Cada reactor está colocado dentro de un canal de 0.5 m de profundidad recubierto con protección

textil para evitar perforaciones. Dichos reactores son operados a temperatura ambiental, 17°C temperatura media anual y máxima de 30°C durante la estación de lluvias en verano.

Como resultado de la digestión se produce biogás, biol y lodos digeridos. El Biol se descarga en un tanque de 6 m<sup>3</sup> (Fig. 8) y es utilizado como fertilizante de una parcela de siembra de forraje aledaña a la granja. El biogás generado en los reactores, en parte, es utilizado como combustible de quemadores para generar aire caliente conducido mediante tuberías de PVC que ventilan las zahúrdas de los lechones para mantener una temperatura de 18°C y para la cocción de alimentos de los trabajadores de la granja (Fig. 9). El resto del biogás es quemado al ambiente.



Figura 6. Separador de sólidos IPASA.



Figura 7. Reactores de digestión anaerobia.



Figura 8. Tanque para recolección de bioles.



Figura 9. Cocción de alimentos mediante biogás.

### 6.3.3 Subsistema 3. Compostaje de la FSP

A partir de la separación mecánica de los purines se obtiene la fracción sólida, la cual se somete a un proceso de compostaje de 3 meses (Fig. 10), cada día se agrega la cantidad de sólidos obtenidos en el separador formando una pila cónica estática. Este sistema fue seleccionado por requerir menor inversión (instalaciones y mano de obra), aprovechar la porosidad del sustrato para la oxigenación del proceso, y comprobar la eficiencia en la calidad del producto final. Después del proceso, se obtiene la composta que es utilizada como sustituto de fertilización química en una parcela de 2 ha (Fig. 11).



Figura 10. Compostaje de la FSP.



Figura 11. Parcela abonada con composta.

#### 6.3.4 Subsistema 4. Compostaje de tejidos muertos

Este subsistema transforma los residuos de animales muertos y resto de placentas a composta. Los animales muertos y resto de placentas son llevados al área de compostaje ubicada fuera de la granja a una distancia aproximada de 50 metros. El manejo para estos residuos es el siguiente: en un área techada de 30 m<sup>2</sup> y piso de concreto, hay 9 reactores cuadrados de 3.4 m<sup>3</sup> fabricados de block y cemento (Fig. 12). Los residuos se depositan sobre una base de aserrín de 20 cm de altura, el cual proviene del aserradero Valle de Bravo, encima se coloca otra capa de aserrín de 10 cm y así sucesivamente según las provisiones durante tres semanas; la capa final es de aserrín de 15 cm. Terminado un reactor, se inicia con una pila nueva hasta completar un proceso de 18 semanas para cada una. El manejo a las pilas de compostaje es únicamente un volteo a la mitad del proceso. Posteriormente se realiza un segundo ciclo de compostaje utilizando el producto obtenido del compostaje del ciclo anterior en vez del aserrín.



Figura 12. Reactor de compostaje de residuos de animales muertos y restos de placentas.

#### 6.4 Potencial de procesos evitados

Se consideró que la utilización de los productos generados por procesos de compostaje y digestión anaerobia en este estudio substituyeron el manejo convencional de purines de cerdo, que consiste en el almacenaje, transportación y aplicación a suelos agrícolas (Lijó et al., 2014); por lo tanto, la substitución fue incluida en el análisis de datos mediante un estudio comparativo para determinar la eficiencia de los fertilizantes orgánicos producidos. La composta de la fracción sólida (C1) y biol fueron evaluados aplicándolos como fertilizante a los terrenos de cultivo de maíz híbrido (*Zea mays* L.) marca Asgrow variedad A7573 de mayo a septiembre y pasto Rye Grass tetragold (*Lolium multiflorum tetrapliode*) marca Berentsen de octubre a abril. Se comparó el rendimiento de los cultivos en tres parcelas de aproximadamente 2 ha cada una. La parcela A (PA) se fertilizó

con 2 ton/ha de composta C1 al momento de la siembra, la parcela B (PB) se fertilizó con 2 ton/ha de composta C1 al momento de la siembra y 4 500 L/ha/día de biol líquido hasta la cosecha. La parcela C (PC) utilizada como testigo, se fertilizó con 750 kg/ha de mezcla maicera 250-90-45 NPK aplicando el 80% al momento de la siembra y 20% en la escarda. Para el pasto Rye Grass en la PC se aplicó 305 kg/ha de una mezcla de 80-60-0 NPK en la siembra y 100 kg/ha de urea en cada corte.

## 6.5 Análisis de inventario de ciclo de vida

El Inventario de Ciclo de Vida (ICV) es la identificación y cuantificación de flujos de materia y energía que entren y salgan del ciclo de vida. Este contendrá todos los flujos de materia y energía con un efecto ambiental, ya sea absorbido del ambiente o inyectados a él, los llamados flujos elementales (ISO 14044, 2006).

Los datos del ICV del sistema de tratamiento de residuos orgánicos generados en la granja, incluyeron los datos primarios específicos concernientes a las entradas de materia y energía (materia prima, agua, electricidad, calor, combustible diésel, aserrín) y salidas (compostas, biogás, biol) asociados con los subsistemas. Con el fin de robustecer el ICV se realizaron análisis de laboratorio de las diferentes matrices del proceso: productos del compostaje, de la digestión anaerobia, biogás, agua de río y suelo. Se realizaron análisis físicos, químicos y microbiológicos.

### 6.5.1 Análisis de laboratorio para muestras líquidas.

Se tomaron muestras conforme las especificaciones de las normas mexicanas PROY-NMX-AA-003/3-SCFI-2008 (SEECO 2008) y NMX-AA-14-1980 (SEECO 1980). Se tomaron 3 muestras simples en días representativos en cada una de las vertientes de la granja porcina (agua de río, FLP y bioles). Las muestras del agua de río fueron tomadas directamente del río en 4 subestaciones de muestreo, las muestras de la FLP fueron tomadas de los tanques distribuidores antes de ingresar a los digestores y cuando el separador de sólidos estuvo en funcionamiento, finalmente las muestras del biol fueron tomadas directamente de las salidas de los digestores en 3 tiempos determinados.

Cada una de las muestras fueron depositadas en envases plásticos de 2 litros, etiquetas con la secuencia de las tomas; inmediatamente recolectadas, las muestras se trasladaron dentro de un contenedor térmico al Laboratorio para su análisis inmediato en un tiempo no superior a 48 horas.

Los análisis realizados a dichas muestras fueron conforme las normas oficiales mexicanas y los métodos estándar (APHA, 2005): demanda química de oxígeno (DQO) por el método colorimétrico de reflujo cerrado, sólidos suspendidos totales (SST) por el método seco, sólidos suspendidos volátiles (SSV) por el método de ignición, nitrógeno total Kjendahl (NTK) por el método semi-micro Kjendahl. Para el análisis microbiológico conforme a las normas mexicanas y oficiales NMX-AA-042-2015 (SEECO 2015), NOM-003-ECOL-1997 (SEMARNAT 1997): enumeración de organismos coliformes totales, organismos coliformes fecales (termotolerantes).

#### 6.5.2 Análisis de laboratorio para muestras sólidas.

Las muestras de compostas fueron tomadas directamente de las pilas de compostaje. De la C1, se tomaron 3 muestras de 2 kg en 3 puntos de muestreo: en la superficie de la pila de compostaje (C1Ar), en medio (C1Me) (1 m de profundidad) y en la base (C1Ab), utilizando una pala especializada TRUPPER, las muestras fueron colocadas en bolsas de plástico. De la C2, se tomaron de forma aleatoria de dos reactores (C2P1 y C2P2) 3 muestras de 2 kg. Se transportaron en frío hasta el laboratorio donde se pusieron a secar a temperatura ambiente por 15 días. Posteriormente se midió el pH por lectura potenciométrica de la solución de agua destilada/muestra relación 1: 5 (HANNA Instruments 8521), conductividad eléctrica (CE mS/cm) con el conductímetro DR-3900 PerkinElmer, contenido de materia orgánica (MO %) por calcinación en mufla, nitrógeno (Nt mg/L), fósforo (Pt mg/L) por el método de Olsen, potasio (K mg/L) con flamómetro CORNING 410C (APHA 2005), coliformes totales y fecales (Ct, Cf, NMP/100mL) de acuerdo a la NMX-AA-042-SCFI-2015 (SEECO 2015) y se calculó el porcentaje de carbono orgánico (CO %) mediante ecuación  $CO = \%MO / 1.724$ .

Las muestras de suelo fueron tomadas en las parcelas de cultivo contiguas a la planta de tratamiento de residuos, las cuales son regadas con los bioles y abonadas con composta de la fracción sólida.

Se tomaron 3 muestras de 2 kg en 25 puntos mediante muestreo estratificado a 0, 10 y 30 cm de profundidad. Todas las muestras fueron depositadas en bolsas de nylon herméticamente selladas y colocadas en contenedores térmicos para su traslado al laboratorio donde fueron analizadas después de su secado por 15 días a temperatura ambiente. Se realizaron los mismos parámetros que en las compostas.

### 6.5.3 Biogás

El proceso de fermentación anaeróbica depende de diversos factores, los más importantes y a considerar en esta investigación son: pH, temperatura, tiempo de retención hidráulica y relación carbono/nitrógeno. Se requiere una operación estable del digestor para mantener los grupos bacterianos en equilibrio dinámico y armónico para la producción y calidad del biogás.

La producción de biogás fue medida por un metro, tipo Thermal, model FT2 (CONTECH®). El biogás producido por la digestión anaerobia fue utilizado en la calefacción de las áreas cerradas para los lechones, utilizando quemadores para generar calor y mediante un sistema de ventilación y conductos se distribuyó a dichas áreas. También fue utilizado para la cocción de alimentos de los trabajadores.

### 6.6 Propuesta de mejora

Se realizó una propuesta de mejora donde se identificaron puntos críticos para establecer la retroalimentación al sistema y minimizar los impactos generados.

## 7. RESULTADOS

En esta sección se presentan los productos académicos realizados durante el periodo de estudio:

1. Capítulo de libro en Tópicos en Ciencias Ambientales: *Tratamiento de residuos orgánicos porcinos y mitigación del impacto ambiental: una revisión.*

2. Artículo científico enviado a Waste and Biomass Valorization: *Inventario de ciclo de vida para un sistema de tratamiento de residuos porcinos.*

## 7.1 Capítulo de libro



Universidad Autónoma del Estado de México  
Facultad de Química

Toluca, Estado de México a 21 de enero del 2020

Sonia López Fernández  
Rodolfo Serrato Cuevas  
Gabriela Roa Morales  
Araceli Amaya Chávez  
AUTORES DEL LIBRO  
"TOPICOS EN CIENCIAS AMBIENTALES"  
PRESENTE

Por medio del presente, tenemos el gusto de informarles que ha sido aceptado el capítulo "TRATAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS PORCINOS Y MITIGACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL: UNA REVISIÓN" para ser publicado en el libro "Temas en Ciencias Ambientales 2020".

Sin más por el momento, les agradecemos su valiosa colaboración y aprovechamos la ocasión para enviarles un cordial saludo.

ATENTAMENTE  
"PATRIA, CIENCIA Y TRABAJO"  
"2020, Año del 25 Aniversario de los Estudios de Doctorado de la UAEM"



INSTITUTO INSTITUCIONES  
DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO  
DEL AECIA  
MEXICO

E. ALEJANDRA TEUTLI SEQUEIRA VERÓNICA MARTÍNEZ MIRANDA  
CO-EDITORAS DEL LIBRO

c.c.p. Archivo

Paseo Colón S/N,  
Residencial Colón y Cal Ciprés,  
C.P. 50130 Toluca, México  
Tel. (01 722) 226 23 00

FQ



# TRATAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS PORCINOS Y MITIGACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL: UNA REVISIÓN

Sonia López Fernández<sup>1</sup>, Rodolfo Serrato Cuevas<sup>2</sup>, Gabriela Roa Morales<sup>3</sup> y Araceli Amaya Chávez<sup>3,\*</sup>

<sup>1</sup>Programa de Doctorado en Ciencias ambientales, Universidad Autónoma del Estado de México; [sony75nov@hotmail.com](mailto:sony75nov@hotmail.com)

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias Agrícolas, Universidad Autónoma del Estado de México; [seccum@yahoo.com.mx](mailto:seccum@yahoo.com.mx)

<sup>3</sup>Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México; [gabyroam@gmail.com](mailto:gabyroam@gmail.com)

\* Autor de correspondencia; [amayacha8789@gmail.com](mailto:amayacha8789@gmail.com)

**Resumen:** La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) señala a la ganadería como mayor contribuidor de problemas globales ambientales. La carne de cerdo contribuye con un 9% de las emisiones de gases de efecto invernadero atribuidas al sector (14.5%). La producción porcina es una fuente de contaminación reconocida, debido a la gran generación de estiércol (aproximadamente 2.4 billones de toneladas por día a nivel mundial) y al gran consumo de grano para la alimentación animal (138 Mt de cereales para forraje, proyecciones 2026). Los impactos asociados a la gestión del estiércol van desde zoonosis y la carga de olor, ruido, polvo y partículas finas en suspensión (PM<sub>2.5</sub>). Además de la contaminación de las aguas y del suelo que se encuentra aledaño a los sistemas de producción. La generación de otros desechos orgánicos como restos de animales producen patógenos, olores fétidos y tienen impactos adversos al ambiente y a la salud humana. El objetivo del presente trabajo es analizar los hallazgos en relación a las estrategias de mitigación de los impactos ambientales con el tratamiento de los residuos orgánicos de granjas porcinas. Se ha reportado la utilización de estrategias de mitigación como la digestión anaerobia o procesos de compostaje de los residuos orgánicos generados en la producción de animales para consumo de carne. El análisis de Ciclo de Vida (ACV) permite una evaluación de la sostenibilidad ambiental de un producto o servicio (i.e. manejo del estiércol) a través de su ciclo completo de vida. En la evaluación de los impactos ambientales de diversos escenarios para manejo del estiércol porcino, se encuentra una disminución significativa.

**Palabras clave:** Residuos Orgánicos Porcinos, Estiércol Porcino, Bioseguridad, Análisis de Ciclo de Vida

## 1. Introducción

La producción porcina mundial se ha incrementado en más de 3.5 veces durante los últimos 40 años (Pérez et al., 2016). La producción mundial de cerdos para el año 2016 fue de 981 797 339 cabezas y una producción de carne de 98 163 256.59 millones de toneladas (FAO, 2016). Los tres principales países productores son: China con una aportación del 47.9% del total de la producción, Estados Unidos con 10.4% y Brasil con 3.4%. La Unión Europea participó con el 21.6% para el año 2016 y México ocupa el 9º lugar con una participación del 1.3 % del total de la producción mundial de esta carne con 1.4 millones de toneladas (FIRA, 2017).

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2009) señala a la ganadería como mayor contribuidor de los problemas globales ambientales. Con emisiones estimadas de 7.1 giga toneladas de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) equivalente por año, representando el 14.5% de las emisiones de gases efecto invernadero (GEI) inducidas por el hombre. La producción bovina de carne y leche representan la mayoría de las emisiones, contribuyendo con un 41% y 20% respectivamente de las emisiones del sector, mientras que la carne de cerdo 9% y la crianza de aves (carne y huevo) 8% (Gerber et al., 2013). La producción porcina es una fuente de contaminación reconocida, debido a la gran generación de estiércol (Cherubini et al., 2015) (más de 2 billones de toneladas por día) (Mariscal, 2004; FAO 2016) y al gran consumo de grano para la alimentación animal (138 Mt de cereales para forraje, proyecciones 2026) (OCDE/FAO, 2017). Esta actividad, a mediana o gran escala, genera agua de lavado, restos de alimentos, heces y orina, con una alta carga orgánica, comúnmente evacuadas en los sistemas de drenaje, pequeños cuerpos de agua superficial o directamente en el terreno (Montejo et al., 2016).

Tradicionalmente en muchas partes del mundo, los estiércoles son aplicados al suelo agrícola como entrada de nutrientes para el rendimiento en cultivos y forrajes. Pero hoy en día, en áreas con intensiva producción ganadera y poco suelo agrícola existe un superávit de nutrientes por el exceso en la producción de estiércol, los cuales requieren ser manejados (Corbala-Robles et al., 2018). En los sistemas de producción intensiva de ganado en zonas periurbanas, los impactos asociados a la gestión del estiércol van desde zoonosis y la carga de olor, ruido, polvo y partículas finas en suspensión (PM<sub>2.5</sub>) (Wei et al., 2016; Menzi et al., 2010). Uno de los riesgos de enfermedades para la población es el consumo de agua contaminada con estiércol, ya que contiene bacterias patógenas como la *Escherichia coli* que causa diarrea y gases abdominales (LeJeune y Wetzel, 2007).

En México, la cría de cerdos es la tercera actividad ganadera más importante después de los bovinos y las aves (De Victoria-Almeida et al., 2008). Su producción creció a una tasa promedio anual de 2.2% durante la década reciente (FIRA, 2017). Para el año 2015 se sacrificaron 16, 377, 498 cerdos para consumo de carne (SIAP, 2017), 1.38 millones de toneladas equivalentes en canal para el año 2016 (FIRA, 2017). El 76.5% de la producción nacional para el año 2016, se concentró en seis entidades: Jalisco (20.7% del total nacional), Sonora (17.3%), Puebla (11.9%), Yucatán (9.8%), Veracruz (8.8%) y Guanajuato (8.1%) (FIRA, 2017). El Estado de México se posicionó en el 11° lugar con una aportación acumulada al 30 de septiembre de 2018 de 15, 177 toneladas de carne de cerdo en canal (SIAP, 2018).

Esta importante agroindustria en México también presenta problemas ambientales y sociales debido a la contaminación de las aguas y del suelo que se encuentra a su alrededor que, además, son acompañados de malos olores (Garzón-Zuñiga y Buelna, 2014) y a medida que la demanda de carne de cerdo aumenta, se generan enormes cantidades de desechos, asociadas principalmente al incremento de estiércol y aguas residuales (Pérez et al., 2016).

El sector ganadero mundial tiene una asociación de dos vías con el cambio climático: de una manera que conlleva una parte significativa de las emisiones de GEI antropogénicas, y por otro lado, puede desempeñar un papel importante en los esfuerzos de mitigación (Misra y Dey, 2014), i.e. producción de energía renovable y recuperación de nutrientes por el tratamiento adecuado de los residuos orgánicos. Diversas investigaciones (Castelo et al., 2014; Jerónimo-Romero et al., 2014; Riaño y García, 2015; Gooding y Meeker, 2016; Da Cruz et al., 2019), han reportado la digestión anaerobia o procesos de compostaje de los residuos orgánicos como estrategias de mitigación. El tratamiento biológico de residuos orgánicos bajo condiciones anaerobias constituye una alternativa viable para estabilizar la materia orgánica, proteger el medio ambiente y reducir el riesgo a la salud pública; Sonia López-Fernández, Rodolfo Serrato-Cuevas, Gabriela Roa-Morales, Araceli Amaya-Chávez\*

adicionalmente, se generan productos con valor agregado como son el biogás y el fertilizante orgánico que pueden ser empleados como fuente de energía alternativa y en las actividades agrícolas, respectivamente (Castelo et al., 2014). Da Cruz et al. en el 2019 estimaron la producción de CH<sub>4</sub> así como el potencial energético del sistema anaerobio para el tratamiento de residuos de comida de un restaurante, obteniendo 65.65 L/día de CH<sub>4</sub> en la semana y 87.54 L/día los fines de semana y días festivos, poniendo a disposición 6569.86 kWh mensuales de energía. Riaño y García (2015) reportaron una reducción anual de emisiones de metano de 72% y 69% con la implementación de una planta de tratamiento para estiércoles porcinos basada en la separación sólido-líquido, usando una prensa seguido de coagulación-floculación y nitrificación-desnitrificación de la fracción líquida, esta reducción de emisiones se transformó en un beneficio directo económico de 0.21 € por m<sup>3</sup> de estiércol generado. Una producción acumulada de biogás de 2401.90 L kg SV<sup>-1</sup> fue reportada por Castelo et al. (2014) en un digestor anaerobio alimentado con 5% de residuos sólidos de frutas y vegetales.

Por otro lado, el compostaje aeróbico de cadáveres de animales que es otro tipo de residuo que se genera en una granja (tanto de lechones como adultos), es un método alternativo amigable con el medio ambiente. Las canales de animales pueden ser composteados, sí son mezclados o acomodados en capas con partes aproximadamente iguales de estiércol ó agentes de carga como paja y aserrín (Gooding y Meeker, 2016). Jerónimo-Romero et al. (2014) investigaron la factibilidad de compostear cadáveres de conejo con diversos sustratos: paja de avena-estiércol, viruta de madera-estiércol y paja de avena, todos con y sin inóculo microbiano (*Streptomyces spp*, *Aspergillus sp*, *Cladosporium sp.*); encontraron mejores resultados con la mezcla de paja de avena y el inóculo no mostró diferencia significativa ( $p > 0.05$ ) entre los tratamientos. Adicionalmente, la inactivación de virus durante el compostaje está determinada por una combinación de factores químicos, físicos y biológicos (Schwarz y Bonhotal, 2015).

Por todo lo anterior, es de gran importancia reconocer la utilidad que representa medir la sostenibilidad de un sistema a través de índices, para orientar las decisiones de desarrollo hacia términos y logros sostenibles que integren las tres dimensiones: ambiental, económico y social (Bechara et al. 2014). El ACV permite una evaluación de la sostenibilidad ambiental de un producto o servicio (i.e. manejo del estiércol), a través de su ciclo completo de vida (ISO 14040, ISO 14044, 2006). En diferentes regiones del mundo se han aplicado ACV para la evaluación de los impactos ambientales de diferentes escenarios para manejo del estiércol porcino. Corbala et al. (2018) aplicaron un ACV para evaluar el tratamiento biológico de estiércol de cerdos contra la aplicación directa al suelo de cultivo en Bélgica. Los autores reportaron el impacto neto en el cambio climático en el escenario con tratamiento biológico de 46% menos que en el escenario de aplicación directa al suelo. Los impactos a la salud humana y ecotoxicidad terrestre medidos como equivalentes de Diclorobenceno (DB) (2.28E + 01 kg 1.4-DB eq. y 2.26E-01 kg 1.4-DB eq., respectivamente) son similares en ambos escenarios. Sin embargo, no se pudo concluir directamente cuál de los dos tuvo el mejor desempeño ambiental. El objetivo del presente trabajo es analizar los hallazgos en relación a las estrategias de mitigación de los impactos ambientales con el tratamiento de los residuos orgánicos de granjas porcinas.

## 2. Producción porcina mundial

La FAO prevé que la producción mundial de carne (bovino, cerdo, ave y ovino) en 2018 aumente a 336 millones de toneladas en equivalente de peso en canal, es decir, un 1.7 por ciento (ó 6 millones de toneladas) más que en 2017, y el crecimiento más rápido desde 2013. La mayor contribución será principalmente por carne porcina según la balanza mundial con una producción pronosticada para el 2018 de 121.1 millones de toneladas y un 2 por ciento de variación respecto del 2017.

Sonia López-Fernández, Rodolfo Serrato-Cuevas, Gabriela Roa-Morales, Araceli Amaya-Chávez\*

China continental quien es el principal productor de esta carne, ha incrementado de 9 millones de toneladas a 79 millones de toneladas en los últimos 35 años (Wang et al., 2015). Se estima que la producción de carne de cerdo en China se ubique en 53.8 millones de toneladas en 2017, a pesar de la reducción de los apoyos gubernamentales y de las medidas ambientales más rigurosas en las provincias costeras para incentivar la reubicación de las operaciones de granjas porcinas hacia otras regiones donde el valor de la tierra es menor (FIRA, 2017). El ministerio de agricultura de ese país tiene un plan para transformar la porcicultura en cinco años (2016 a 2020), a fin de incrementar el tamaño de las granjas, la productividad y la eficiencia de la industria de alimentos y medicamentos veterinarios, para mejorar la competitividad internacional de su porcicultura (USDA, 2017).

En 2016 la Unión Europea alcanzó su nivel máximo histórico en la producción de carne de cerdo (23.4 millones de toneladas). Lo anterior, impulsado por una expansión en el número de vientres, combinado con mayor productividad. Así, el número de lechones aumentó principalmente en España, Dinamarca y Alemania (FIRA, 2017).

Respecto a Estados Unidos, a finales de 2016 se reportó un inventario máximo histórico de cerdos y una tasa récord de cabezas sacrificadas a partir de la segunda mitad del año. Estos datos y las altas tasas de parición, anticipan los aumentos en la producción que se pronostican para 2017 (11.7 millones de toneladas), así como menores precios del cerdo durante el año (FIRA, 2017).

Se prevé que el sector crezca vigorosamente en Asia, América y Europa, y los pronósticos indican que el comercio de carne se reforzará por el aumento de las importaciones de China, Japón y México (FAO, 2018).

### **3. Producción porcina en México**

La producción nacional de carne de cerdo registró una tendencia creciente durante la década reciente, con una tasa de crecimiento promedio anual de 2.2 por ciento, para ubicarse en 1.38 millones de toneladas en 2016 (FIRA, 2017). La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) y la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), esperan fuertes tasas de crecimiento de la producción durante el período 2017-2026 en México y otros países.

El crecimiento de la producción es resultado del incremento de cabezas sacrificadas y mayores pesos en los animales al momento del sacrificio. Los precios relativamente bajos de los alimentos y la mejora genética son la razón de mayores pesos al momento del sacrificio. Las mejoras genéticas se han reflejado en mejor productividad, debido a una mayor conversión alimenticia (FIRA, 2017; McAuliffe et al., 2017), la cual también ha mostrado reducir impactos ambientales por unidad de cerdo (McAuliffe et al., 2017). Sin embargo, la productividad se ve limitada por los continuos problemas de bioseguridad (diarrea epidémica porcina, síndrome respiratorio y síndrome reproductivo porcino), así como por la competencia de las importaciones (FIRA, 2017).

De acuerdo con el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (por sus siglas en inglés, USDA), el sector porcino mexicano se está consolidando a través de la integración vertical en las granjas comerciales; la producción de cerdos será impulsada por la búsqueda de satisfacer la demanda interna y las exportaciones de carne roja (USDA-FAS, 2017). La producción se ve reforzada gracias al mejoramiento de la bioseguridad y la genética (FIRA, 2017).

#### 4. Residuos orgánicos porcinos

Los principales residuos generados en una granja porcina son los purines de cerdo, una mezcla de heces, orina y agua de lavado (Cook et al., 2015), ya que constituyen el mayor volumen tanto en forma sólida como líquida. Los purines también pueden incluir restos de alimentación dependiendo de la tecnificación de la granja y su manejo. Estos desechos se generan a través de la evacuación diaria de todos los animales. El agua residual generada en las granjas porcinas, puede alcanzar grandes dimensiones (entre 35 a 50 L de agua de limpieza por animal) (Chao et al., 2008; Blanco et al., 2015) esto equivaldría aproximadamente a 34,362,906 m<sup>3</sup> diarios a nivel mundial en promedio, constituyendo un serio problema respecto a su confinamiento y manejo, por el impacto ambiental que originan (Cervantes et al., 2007). En varios países el agua residual, normalmente es almacenada en pozos profundos o lagunas localizadas en áreas de confinamiento dentro de las instalaciones (Cervantes et al., 2007; Cook et al., 2015; Gutiérrez et al. 2016). El Manual de Bioseguridad en porcinos, publicado por la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Social, Pesca y Alimentación (SAGARPA) y el Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA, sf), recomienda su tratamiento conforme a las normas ecológicas vigentes utilizando: lagunas de fermentación, lagunas de oxigenación, tanque esparcidor de excretas, separación de sólidos, uso de aguas tratadas para riego ó producción de biogás. Los límites máximos permisibles de contaminantes en aguas residuales tratadas están establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público, y se describen en Tabla 1 (SEMARNAT, 1997).

Tabla 1. Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público según establece la NOM-003-ECOL-1997.

TIPO DE REUSO	PROMEDIO MENSUAL				
	Coliformes fecales (NMP/100 ml)	Huevos de helminto (h/l)	Grasas y aceites (mg/l)	DBO5 (mg/l)	SST (mg/l)
Servicios al público con contacto directo	240	1	15	20	20
Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	1000	5	15	30	30

Fuente: SEMARNAT, 1997

Otro residuo que se genera en una granja es, los restos de animales muertos (carcasas) tanto de lechones como adultos y son un fuerte problema en las unidades de producción debido a que son reservorio de parásitos, virus y bacterias, que tienen impactos adversos al ambiente y a la salud humana (Jerónimo-Romero et al., 2014; Makan, 2015). Un cadáver está compuesto de material microbiológicamente activo que puede contener virus, bacterias, protozoos, parásitos, priones, toxinas, residuos de drogas o medicamentos y otros químicos (Berge et al., 2009). Comúnmente las muertes son resultado de aplastamiento de las hembras e inanición en el caso de los lechones. Las causas de muerte en jóvenes y adultos dentro de una granja libre de epizootias, son por riñas entre

*Sonia López-Fernández, Rodolfo Serrato-Cuevas, Gabriela Roa-Morales, Araceli Amaya-Chávez\**

animales ó úlcera gástrica. La Organización Mundial de Sanidad Animal (OIE), publicó dentro del Código Terrestre como atender a la eliminación de animales muertos dentro de una granja; entre algunos de los métodos recomendados: incineración, inhumación, producción de biogás y elaboración de compost. No obstante, en este último, algunos virus, bacterias esporíferas, como *Bacillus anthracis*, y agentes patógenos, como *Mycobacterium tuberculosis*, sobrevivirán (OIE, 2018). Algunos métodos simples y baratos son utilizados en pequeñas granjas tales como entierro y quema a cielo abierto, pero causan contaminación de agua y aire (Gooding y Meeker, 2016).

También son comunes otros residuos orgánicos en una granja provenientes de los partos de las cerdas tales como placentas, sangre y cordones umbilicales. El peso aproximado de los restos en cada parto es de 15 kilogramos. Resulta desafiante garantizar la bioseguridad en algún tratamiento como el pre-compostaje con estiércol y otros materiales, para la disposición final de este tipo de residuos (Gooding y Meeker, 2016).

## 5. Impactos ambientales y a la salud humana

Las principales fuentes de contaminación de las granjas porcinas provienen de la producción de cultivos utilizados en la alimentación y de las emisiones de metano (CH<sub>4</sub>), amoníaco (NH<sub>3</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S) de la cría de cerdos, así mismo de los sistemas del manejo del estiércol; siendo este último el de mayor importancia por el potencial de impacto ambiental (Gutiérrez et al., 2016).

En México, la regulación y vigilancia gubernamental sobre el uso y manejo del estiércol animal es escasa y confusa, y carece de especificaciones claras (Pinos-Rodríguez et al. 2012). Cervantes et al. (2007) reportaron que, en el estado de Sonora, México, la industria porcina ha provocado efectos severos en el ambiente por la acumulación de desechos sólidos sin tratar y por la contaminación de diferentes cuerpos de agua donde son descargadas sus aguas residuales, así como también emisiones de NH<sub>3</sub> y H<sub>2</sub>S. De Victoria-Almeida et al. (2008) reportaron que en México el 38 % de las granjas porcinas (principalmente pequeñas granjas), descargan directamente aguas residuales sin tratar a cuerpos de agua y suelo.

Las desventajas más importantes, principalmente para la población cercana a las granjas de cerdos, son las molestias de olores, riesgo higiénico, contaminación del ambiente por gas amoníaco, partículas suspendidas, y sobrecarga de nutrientes del estiércol en agua superficial y suelo (Schuchardt et al., 2011). Uno de los riesgos de enfermedades para la población es el consumo de agua contaminada con estiércol, ya que contiene bacterias patógenas como *Escherichia coli* que causa diarrea y gases abdominales (LeJeune y Wetzel, 2007). Sin embargo, si el estiércol es propiamente usado, podría significar un recurso valioso para cultivos, peces y producción de biogás (Gutiérrez et al. 2016).

La generación de otros desechos orgánicos como restos de animales producen patógenos, olores fétidos y tienen impactos adversos al ambiente y a la salud humana (Makan, 2015). Es común la incineración de estos tipos de residuos, en pocas cantidades, para su disposición final; volúmenes mayores requieren un uso substancial de diésel lo que implica un incremento en la contaminación (Ahn et al., 2007).

## 6. Estrategias de mitigación

La Tabla 2 muestra diversas investigaciones que han reportado la utilización de estrategias de mitigación como digestión anaerobia o procesos de compostaje de los residuos orgánicos generados en la producción de animales para consumo de carne al derredor del mundo.

### 6.1. Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso biológico donde consorcios de microorganismos en ausencia de oxígeno son capaces de degradar la materia orgánica permitiendo la formación de una mezcla de gases, llamada biogás, constituido principalmente por CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>, y adicionalmente sedimentos estabilizados que pueden ser utilizados como abono orgánico (Medina-Herrera et al., 2014). Esta tecnología es aplicada mundialmente debido a su capacidad de producir metano como fuente de energía renovable, así como también para recuperación de nutrientes (N y P) (Romero et al., 2016). Alemania es el país que encabeza la producción de biogás por medio de digestión anaerobia con biomasa agrícola principalmente de ensilados de maíz y solo utilizan los subproductos de la cría de animales por su potencial para la generación de energía eléctrica (Fuchsz y Kohlheb 2015). Este país en el año 2012 contaba con 7, 874 plantas y la producción bruta de electricidad fue de 27, 239 GWh/a. En Brasil casi el 20% de las fincas utilizan biodigestores con quemadores, para el sistema de gestión del estiércol, debido principalmente al potencial de reducción de las emisiones de GEI; esto por la conversión de emisiones de CH<sub>4</sub> a CO<sub>2</sub> en los procesos de combustión (es decir, llamaradas), en calor ó energía eléctrica (Cherubini et al., 2015). Sin embargo, cuando la fracción sólida ingresa a los digestores no se logra la remoción de N y P, y disminución en su volumen (Kunz et al., 2009), por lo cual una alternativa para el manejo de la fracción solida del estiércol sería el compostaje (Cherubini et al., 2015).

Desde el punto de vista económico, la implementación de tecnologías de tratamiento anaerobio de residuales porcinos es ventajosa ya que el período de recuperación de la inversión no excede los 2 años según concluyen Alonso-Estrada et al. (2014) en su investigación de cinco casos de estudio de granjas porcinas aplicando el tratamiento anaeróbico tipo cúpula fija de residuales porcinos para la producción de biogás.

El biogás producido puede ser quemado en una turbina de gas o motores de combustión interna, los cuales generan electricidad y calor; diversos investigadores realizan adaptaciones a motores convencionales y los operan con biogás para generar electricidad, sin embargo, los motogeneradores con biogás son más costosos en la actualidad (Venegas et al., 2017).

Chao et al. (2008) realizaron un estudio del comportamiento de un biodigestor de bolsa plástica de 12.3 m<sup>3</sup> donde reportaron una producción de 3.49 m<sup>3</sup> de biogás y una remoción de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y demanda química de oxígeno (DQO) de 74%, 69% y 71% respectivamente. Un estudio de producción de biofertilizantes mediante digestión de excreta de cerdo realizado en el estado de Yucatán por Soria et al. (2001), reveló que el prototipo de digestor tipo FAO funcionó adecuadamente con un tiempo de maduración del efluente de 50 días, 210 mg L<sup>-1</sup> de sólidos sedimentables, 0 UFC mL<sup>-1</sup> de coliformes, pH 7, CE 4 dS m<sup>-1</sup>, DQO 1399 mg L<sup>-1</sup> y DBO 172 mg L<sup>-1</sup>. Niu et al. (2011), reportaron una producción acumulada de biogás de 24,830 mL en 30 días de fermentación anaerobia de estiércol porcino con paja de maíz con una relación 1:1.5 respectivamente.

Un estudio más de Amaral et al. (2014), mostró que la producción de biogás está directamente relacionada con el incremento de carga orgánica; se alcanzó una capacidad máxima de generación de biogás de  $0.869 \text{ Nm}^3 \text{ kg SV}^{-1}$  agregados, con una carga orgánica de  $1.853 \pm 0.016 \text{ Kg SV m}^3 \text{ día}^{-1}$ .

Venegas et al. (2017), concluyeron que el estado de Puebla tiene un gran potencial para que sus granjas porcinas con más de 500 cerdos puedan ser autosuficientes en energía eléctrica al emplear sus desechos en biodigestores-motogeneradores con una relación beneficio costo de 1.67%. Granjas de 2 000, 3 000 y 5 000 cerdos cuentan con suficiente biogás incluso para operar otro motogenerador y la relación beneficio costo desde 2.17% hasta 3.07% respectivamente. Escalera et al. (2014), evaluaron proyectos de mecanismo de desarrollo limpio (MDL) de granjas porcinas en México, la evaluación financiera contempló la adquisición, instalación y costos de mantenimiento de un motogenerador de 60 kW con 15 horas de operación durante 365 días, este estudio demostró que el motogenerador operado con biogás es rentable para las granjas al generar su propia energía. Obtuvieron indicadores financieros muy altos, por ejemplo, tasa interna de retorno (TIR) con valores entre 30.34 y 152.58%, considerando una tasa de actualización de 12%.

Un aspecto de suma importancia que se debe tener en consideración para el uso del efluente como abono orgánico para cultivos agrícolas o como agua de riego es el parámetro bacteriológico (cantidad de coliformes fecales), ya que según las directrices de la Organización Mundial de la Salud (OMS) establecen un máximo de 1000 UFC/100 ml coliformes fecales para irrigación en cultivos de consumo crudo, industriales, forrajes, pastos y árboles (Branda et al., 2016). Estos mismos autores reportaron en sus pruebas bioquímicas de afluente y efluente de estiércoles porcinos no existen diferencias estadísticas en la cantidad de coliformes fecales, debido principalmente a las bajas temperaturas registradas durante su trabajo, por lo cual, no se recomiendan para uso en la agricultura; ellos encontraron en el efluente porcino principalmente las especies de *Proteus spp*, *Escherichia coli*, *Klebsiella*, *Citrobacter freundii*.

Cruz et al. (2004), reportaron un conteo de microorganismos mesófilos viables, anaerobios y coliformes fecales en residual de entrada y salida de un digestor anaerobio tipo cúpula fija con aguas residuales porcinas; en el caso de coliformes fecales en el residual de entrada fue de 7, 866 y en salida de 4, 529 UFC  $\text{mL}^{-1}$  con una remoción del 42.42%. Aunado a esto, es necesario realizar pruebas fitopatológicas de los efluentes para corroborar el uso seguro en la producción agrícola. Bioensayos ecotoxicológicos sensibles y simples como germinación de semillas y elongación de raíces fueron realizados por Priac et al. (2017), para evaluar aguas residuales contaminadas con metales pesados. Dichos autores evaluaron 4 variedades de lechuga (*L. sativa* L.), encontrando que después de comparar el índice de germinación con los valores de conductividad eléctrica, la variedad *Appia* fue más sensible y las otras tres (*Batavia dorée de printemps*, *Grosse blonde paresseuse*, y *Kinemontepas*) más resistentes a la toxicidad.

Gerber et al. (2017) reportaron fitotoxicidad del afluente y efluente de un rastro porcino usando semillas de lechuga y calabaza como bioindicadores; el índice de germinación de la semilla de lechuga mostró una correlación negativa ( $p < 0.05$ ) con el nitrógeno (-0.93) en el afluente y ambas semillas una correlación negativa con el Zn (lechuga -0.63 y calabaza -0.64) en el efluente tratado. En adición, los efluentes provenientes del manejo del estiércol son también fuente de agua que pueden aprovechar las plantas junto con los nutrimentos en una solución nutritiva y en un sistema hidropónico (Capulín et al., 2011) propiciando en zonas donde el recurso hídrico es escaso, se puedan producir alimentos en pequeñas áreas (Godínez et al., 2007).

La utilización de los efluentes de estiércol puede ser una alternativa viable y económica en la producción de hortalizas en invernadero con hidroponía, ya que se da la utilización de un desecho contaminante de fácil y simple obtención, evitando el uso de fertilizantes químicos de alta solubilidad, que en la mayoría de las ocasiones son costosos y más propensos a contaminar el ambiente (Capulín et al., 2011).

Tabla 2. Investigaciones sobre estrategias de mitigación de residuos orgánicos porcinos y otros tipos de residuos orgánicos.

Estrategia	Residuo	Producto	Autores/País	Año
	Ensilados de maíz Estiércol	Biogás para electricidad	Fuchsz y Kohlheb Alemania	2015
Digestión anaerobia	Purines de cerdo	Biogás 3.49 m <sup>3</sup>	Chao et al. /Cuba	2008
	Excreta de cerdo/paja de maíz	Biogás 24,830 mL	Niu et al. /China	2011
	Estiércol de cerdo	Biogás para producir 60 kWh	Escalera et al./ México	2014
	Cadáveres de conejo	Compost inactivación de virus	Jerónimo-Romero et al. / México	2014
Compostaje	Bovinos enfermos	Compost	Zeng et al./ Nueva Escocia	2012
	Canales de cerdo	Compost 86% degradabilidad	Ahn et al. / EUA	2007
	Mortalidad de conejos y pollos	Compost	Pagans et al./ España	2006

Fuente: Elaboración propia.

### 3.2. Compostaje aeróbico

El compostaje es el método más adecuado en el tratamiento eficaz de desechos orgánicos para obtener un producto higiénicamente seguro y económicamente rentable (Kulcu y Yaldiz, 2007; Szabová et al. 2010). El compostaje de purines de cerdo tiene algunas ventajas: los purines líquidos son convertidos a sólidos con baja humedad, el volumen y peso de este material es reducido y el producto ya estable es más fácilmente transportado desde el sitio (Cook et al., 2015). Durante el compostaje, los materiales orgánicos desglosados y descompuestos por microorganismos bajo condiciones aeróbicas, liberan CO<sub>2</sub> como emisión gaseosa (Bong et al., 2017). La conservación de nutrientes en el producto final de un proceso de compostaje es importante para no afectar su valor agronómico y su potencial como abono orgánico (López-Fernández et al. 2018).

Un estudio realizado por Ahn et al., (2007) evaluó la biodegradabilidad de canales de cerdos en un sistema de compostaje de aireación pasiva bioseguro, observando que el producto final obtenido de la mezcla de las canales y paja de maíz (259 kg y 694 kg, respectivamente) tuvo una degradabilidad del 86 % durante las primeras 6 semanas del proceso. Las emisiones de gases efecto invernadero incluyen NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, y CH<sub>4</sub> como los principales gases que contribuyen al potencial de calentamiento

Sonia López-Fernández, Rodolfo Serrato-Cuevas, Gabriela Roa-Morales, Araceli Amaya-Chávez\*

global derivados de los procesos de compostaje, por lo cual, es de suma importancia incluir al proceso algunas estrategias de mitigación como agregar agente de carga, sistema de aireación, agente químico ó la utilización de compost maduro (Bong et al., 2017).

Los coliformes fecales pueden sobrevivir en condiciones aeróbicas y anaeróbicas y es común su presencia al inicio de un proceso de compostaje; por lo tanto, los coliformes fecales son un indicador para determinar sí el método elegido para la reducción de los mismos ha reunido los requerimientos de suficiente temperatura, tiempo y mezclado (Makan, 2015). El calor generado durante la fase termófila del compostaje es el encargado de la reducción o eliminación de patógenos, aunque también, estos son inactivados por la degradación microbiana y el amonio (Schwarz y Bonhotal, 2015).

De acuerdo a Zeng et al. (2012), la fase termófila (55 a 65°C) fue observada en sus tratamientos de compostaje de materiales de riesgo especificados (SRM por sus siglas en inglés) (mortalidad de ganado bovino enfermo de encefalopatía espongiiforme bovina) mezclado con paja de trigo o aserrín de madera blanda; los resultados indicaron que el compostaje de SRM con paja de trigo o aserrín produjeron un compost maduro con valores de 0.199 y 0.167 mg CO<sub>2</sub>-C g<sup>-1</sup> de materia orgánica d<sup>-1</sup>, respectivamente. Pagans et al. (2006) realizaron compostaje de restos de animales (conejos y pollos) principalmente de vísceras, a escala laboratorio, para evaluar la emisión de amonio durante el proceso, encontrando una emisión acumulativa de 14.1 g NH<sub>3</sub> kg<sup>-1</sup> N. El contenido de nitrogeno lo utilizaron como indicador de la actividad de los microorganismos en el compostaje, el valor obtenido indica la realación C/N en los tejido tratados.

## 7. Evaluación ambiental

La metodología de Análisis de Ciclo de Vida, permite una evaluación de la sostenibilidad ambiental de un producto o servicio a través del análisis de los procesos de su ciclo de vida completo (ISO 14040, ISO 14044, 2006). Cuantifica, evalúa, compara y mejora la producción de bienes y servicios en términos de su potencial de impactos medioambientales (Reckmann et al., 2012). La aplicación del ACV permite optimizar productos y procesos identificando sus impactos más significativos, por estas razones, es considerada la mejor herramienta para evaluar el desempeño medioambiental de sistemas de gestión de residuos (Bovea et al. 2016; Arena et al. 2003). El ACV permite evaluar, desde una perspectiva global, todos los impactos ambientales que ocasiona la gestión integral de los residuos, facilitando la comparación entre distintas alternativas de tratamiento (McDougall et al. 2008, Laurent et al. 2014). Esta metodología incluye 4 etapas: definición de los objetivos y alcance del estudio, análisis de inventario, evaluación de los impactos e interpretación (ISO 14040 2006). La definición de los límites del sistema es un elemento importante en el modelaje del ACV, ya que definen todos los procesos a ser considerados (Elwan et al., 2015). Esta evaluación ha sido usada en diversos escenarios para el manejo del estiércol en diferentes áreas geográficas (Lijó et al., 2014; Gutiérrez et al., 2016; Vergé et al., 2016; Li et a., 2017; Corbala-Robles et al 2018). La Tabla 3, muestra el uso del ACV para evaluar la mitigación de los impactos producidos por el aprovechamiento de los residuos generados en la producción porcina. Se analizan diferentes categorías de impacto como: potencial de calentamiento global (PCG), cambio climático (CC), potencial de acidificación del suelo (PA), potencial de eutrofización (PE), y el agotamiento abiótico de combustibles fósiles (AACF), entre otras (Gutiérrez et al., 2016).

Tabla 3. Investigaciones sobre aplicaciones de Análisis de Ciclo de vida (ACV) en la evaluación de los impactos generados en la producción porcina.

Temática del ACV	Unidad funcional	Límites del sistema	Categorías de impacto	Resultados	Región	Autores
Producción de cerdos	1 cerdo finalizado	Gestación/ 120 kg de peso vivo	PCG, TH, TT, PA, PE	1019 kgCO <sub>2</sub> eq PCG, 36 kg TH	Cuba	Gutiérrez et al., 2016
	215 cabezas de cerdos/año	Cultivos/cerdos finalizados	PCG	ENGEI 248.53 kg CO <sub>2</sub> eq/215ce/año 35.92% CAS	China	Li et a., 2017
Digestión anaerobia	1 ton de estiércol de cerdo	Colección de estiércol de cerdo hasta fertilización	CC, AO, PA, PE	CC -73.5 kg CO <sub>2</sub> eq PA -0.94 kg SO <sub>2</sub> eq Todas las Categorías negativas	Italia	Lijó et al., 2014
	1 kWh exportado a la red	Construcción de la planta de DA hasta kWh	PCG,PA, PE	PCG 4005 kg CO <sub>2</sub> eq; PE 5.65 kg PO <sub>4</sub> eq; PA 20.49 kg SO <sub>2</sub> eq	Hungría	Fuchsz y Kohlheb, 2015
Manejo de residuos	1 m <sup>3</sup> de estiércol crudo	Planta de trat, de agua residual	CC, TH, ETT	50% de mitigación en CC, TH, PE, US con substituir el fertilizante	Bélgica	Corbala-Robles et al., 2015

PCG: potencial de calentamiento global, TH: toxicidad humana, TT: toxicidad terrestre, PA: potencial de acidificación, PE: potencial eutrofización, HC: huella de carbono, ENGEI: emisión neta de gases efecto invernadero, CC: cambio climático, CAS: carbono almacenado en suelo, ETT: toxicidad terrestre, AO: agotamiento de ozono, US: uso de suelo.

Fuente: elaboración propia.

La cuantificación de los impactos ambientales de la producción porcina de Gutiérrez et al. (2016), resultó en un impacto por cerdo terminado de 120 kg de peso vivo de 1892 MJ de agotamiento abiótico de combustibles fósiles. Como se observa en la tabla 3 las categorías de impacto ambiental del potencial de calentamiento global y toxicidad humana, contribuyen mayormente a la generación de *Sonia López-Fernández, Rodolfo Serrato-Cuevas, Gabriela Roa-Morales, Araceli Amaya-Chávez\**

impactos ambientales negativos en comparación con las otras categorías determinadas 17 kg 1,4-DB-eq en toxicidad terrestre, 1 kg de 1,4-etileno-eq en formación de foto oxidantes, 12 kg-SO<sub>2</sub>-eq en el potencial de acidificación y 6 kg de PO<sub>4</sub>-eq en el potencial de eutrofización. Estos resultados muestran que las principales oportunidades para mejorar el desempeño ambiental de las granjas porcinas es reducir las emisiones al ambiente con un tratamiento de los residuos generados en la granja.

La investigación de Li et al. (2017), evaluó las causas de las diferentes emisiones de GEI en dos sistemas de producción de cultivos y cría de cerdos (separados e integrados). Los resultados muestran que las emisiones netas de GEI por los sistemas de producción integrado y separado fueron 24,917.95 kg CO<sub>2</sub>-eq / ha / año y 27,732.70 kg CO<sub>2</sub>-eq / ha / año, respectivamente, para 215 cabezas de cerdos. El sistema integrado redujo los GEI en 1381.33 kg CO<sub>2</sub>-eq / año principalmente debido al reciclaje y la reutilización del estiércol en tierras de cultivo. El sistema integrado también aumentó el almacenamiento de carbono en el suelo en un 35.92% en comparación con el sistema separado, aunque aumentó las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O del suelo. Estos resultados indican que a través de una serie de métodos como reciclamiento de residuos agrícolas, los sistemas integrados podrían reducir las emisiones en un 10.15 %, comparado con los sistemas separados.

En el tenor del manejo de residuos orgánicos porcinos, Lijó et al. (2014) reportaron en la categoría de CC -73.05 kg de CO<sub>2</sub> eq por cada tonelada purines de cerdo que alimentaban el digestor anaerobio, estos resultados fueron debido a créditos acumulados (disminución de emisiones de GEI) por evitar el manejo convencional de purines de cerdo (traslado y almacenados con gasto de combustible y emisiones al aire por la degradación de la materia orgánica). Por otro lado, Corbala-Robles et al. (2018), señalaron que de sus dos escenarios (E1: Escenario con tratamiento del estiércol, E2: Escenario sin tratamiento del estiércol), la categoría de CC fue 46% más baja en E1 que en E2. Otro estudio de Kuhn et al. (2018), evaluó el impacto ambiental de 1 m<sup>3</sup> de estiércol porcino excretado, en escenarios con o sin transporte (Trans y Ref, respectivamente) del estiércol a los sistemas agrícolas del noreste de Alemania. En este país y algunos otros de la Unión Europea, la producción ganadera intensiva está altamente concentrada geográficamente y existen regiones con excedentes de N y P. Esto representa una amenaza, por la pérdida de nutrientes, para la calidad del aire y del agua, la biodiversidad y el clima. Los resultados indicaron que transportar el estiércol a zonas agrícolas, reduce todos los valores de los indicadores de impacto ambiental evaluados, comparado a una situación sin transporte, esto es causado principalmente, por un aumento en la eficiencia del uso de nutrientes y el ahorro en fertilizantes químicos. La categoría de impacto PCG fue 39.17% más bajo en el escenario Trans comparado al escenario Ref. La categoría de impacto PA fue 6.99% más bajo en Trans en comparación con Ref. La reducción se logró a través del ahorro en la producción de fertilizantes químicos y su aplicación (0.51 kg SO<sub>2</sub> eq m<sup>3</sup>) que compensa un ligero aumento de las emisiones de óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) y dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) del transporte (0.04 kg de SO<sub>2</sub> eq m<sup>3</sup>).

A través del ACV, Fuchsz y Kohlheb (2015) encontraron que la digestión anaerobia de estiércoles porcinos para la producción de electricidad genera una mayor mitigación en la categoría de potencial de acidificación en comparación con la digestión anaerobia de residuos agrícolas o de la mezcla de estiércoles porcinos y residuos agrícolas. Al mismo tiempo, la producción de biogás basada únicamente en residuos agrícolas tiene el peor potencial de acidificación debido al alto combustible fósil demandado en el cultivo y el transporte de la materia prima.

## 8. Conclusiones

El análisis presentado en este escrito muestra que las estrategias de mitigación como digestión anaerobia y compostaje de residuos orgánicos porcinos juegan un papel importante en los esfuerzos de mitigación del impacto ambiental.

La digestión anaerobia es ampliamente utilizada alrededor del mundo para reducir las emisiones de gases efecto invernadero por el manejo del estiércol. Además, ofrece beneficios al obtenerse energía renovable a través de la obtención de biogás, energía eléctrica y la recuperación de nutrientes por medio de los bioles obtenidos que pueden ser aprovechados como fertilizantes.

Por otro lado, el compostaje anaerobio es una alternativa amigable con el ambiente para la reducción de residuos orgánicos porcinos como estiércol y tejidos de animales y como sustituto de fertilizantes sintéticos. El producto obtenido puede estar libre de patógenos siempre y cuando el proceso cumpla con los parámetros adecuados de altas temperaturas, humedad y aireación.

El Análisis de Ciclo de Vida es utilizado como una herramienta adecuada para la evaluación del impacto ambiental en los sistemas de aprovechamiento de los residuos orgánicos porcinos. Varios estudios mostraron reducción de los impactos en categorías como: Cambio climático, Toxicidad Humana, Ecotoxicidad Terrestre, al aplicarse estrategias de mitigación dentro de los sistemas de crianza porcina.

## Referencias

- Ahn, H. K.; Glanville, T. D.; Crawford, B. P.; Koziel, J. A.; Akdeniz, N. Evaluation of the biodegradability of animal carcasses in passively aerated bio-secure composting system. *Agricultural and Biosystems Engineering Conference Proceedings and Presentations*, **2007**, 75.
- Alonso-Estrada, D.; Lorenzo-Acosta, Y.; Díaz-Capdesuñer, Y. M.; Sosa-Cáceres, R.; Angulo-Zamora, Y. Tratamiento de residuales porcinos para la producción de biogás. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, **2014**, 48(3), 16-21.
- Amaral, A. C. D.; Kunz, A.; Steinmetz, R. L.; Cantelli, F.; Scussiato, L. A.; Justi, K. C. Swine effluent treatment using anaerobic digestion at different loading rates. *Engenharia Agrícola*, **2014**, 34(3), 567-576.
- Arena U.; Mastellone M.L.; Perugini F. Life cycle assessment of a plastic packaging recycling system. *International Journal Life Cycle Assessment*, **2003**, 8 (2), 92-98.
- Bechara, D. Z.; Martínez, S. J.; Romero, P. J.; Bustillo, G. L. Determinación de variables críticas de sustentabilidad en agroecosistemas porcinos. *Revista de la Facultad de Agronomía (LUZ)*, **2014**, Supl. 1, 834-844.
- Berge, A. C. B.; Glanville, T. D.; Millner, P. D.; Klingborg, D. J. Methods and microbial risks associated with composting of animal carcasses in the United States. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, **2009**, 234(1), 47-56.
- Blanco, D.; Suárez, J.; Jiménez, J.; González, F.; Álvarez, L. M.; Cabeza, Evelyn; Verde, J. Eficiencia del tratamiento de residuales porcinos en digestores de laguna tapada. *Pastos y Forrajes*, **2015**, 38 (4), 441-447
- Bong, C. P. C.; Lim, L. Y.; Ho, W. S.; Lim, J. S.; Klemeš, J. J.; Towprayoon, S.; Lee, C. T. A review on the global warming potential of cleaner composting and mitigation strategies. *Journal of Cleaner Production*, **2017**, 146, 149-157.
- Bovea, M. D.; Cruz-Sotelo, S. E.; Mercante, I.; Coutinho-Nóbrega, C.; Eljaiek-Ursola, M.; Ibáñez-Flores, V. Aplicación de la metodología de análisis de ciclo de vida para evaluar el desempeño ambiental de sistemas de gestión de residuos en Iberoamérica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, **2017**, 32, 23-46.

- Branda, L. N.; Ruíz Díaz, A.; Ramírez, M.; Martínez, J. Evaluación de coliformes fecales en efluentes de una exportación porcina sometidas a tratamiento mediante biodigestor tubular con régimen de carga estacionada. *Compendio de Ciencias Veterinarias*, **2016**, 6(2), 7-12.
- Capulín, J.; Núñez, R.; Aguilar, J.; Estrada, M.; Sánchez P.; Mateo, J. Uso de estiércol líquido de bovino acidulado en la producción de pimiento morrón. *Revista Chapingo Serie Hortícola*, **2007**, 13 (1), 5-11.
- Castelo, P.; Peñafiel, R.; Ochoa-Herrera, V. Anaerobic digestion of fruit and vegetable waste in semi-continuous reactors from a municipal market in Tumbaco, Ecuador. *Avances en Ciencias e Ingenierías*, **2014**, 6 (2), 31-39.
- Chao, R.; Sosa, R.; Pérez, A. A.; Cruz, E. A study on pig wastewater treatment with low cost biodigesters. *Livestock Research for Rural Development*, **2008**, 20 (9), 149.
- Cherubini, E.; Zanghelini, G. M.; Alvarenga, R. A. F.; Franco, D.; Soares, S. R. Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *Journal of Cleaner Production*, **2015**, 87, 68-77.
- Cervantes, F. J.; Saldívar-Cabrales, J.; Yescas, J. F. Estrategias para el aprovechamiento de desechos porcinos en la agricultura. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, **2007**, 3 (1), 3-12.
- Cook, K. L.; Ritchey, E. L.; Loughrin, J. H.; Haley, M.; Sistani, K. R.; Bolster, C. H. Effect of turning frequency and season on composting materials from swine high-rise facilities. *Waste management*, **2015**, 39, 86-95.
- Corbala-Robles, L.; Sastafiana, W. N. D.; Volcke, E. I. P.; Schaubroeck, T. Life cycle assessment of biological pig manure treatment versus direct land application— a trade-off story. *Resources, Conservation and Recycling*, **2018**, 131, 86-98.
- Cruz, E.; Martínez, V.; Naranjo, R.; Sosa, R. Evaluación microbiológica del efluente anaerobio de un biodigestor de cúpula fija. *Revista Computarizada de Producción Porcina*, **2004**, 11 (2), 89-95.
- Da Cruz, H. M.; Barros, R. M.; Dos Santos, I. F. S.; Tiago Filho, G. L. Study of the potential of generation of electric energy from the biogás of digestion anaerobia of food residues. *Research, Society and Development*, **2019**, 8 (5), 3785811.
- De Victorica-Almeida, J. L.; Galván-García, M.; Ayala-Ruiz, R. Sustainable Management of effluents from small piggery farms in Mexico. *American Journal of Environmental Sciences*, **2008**, 4(3), 185-188.
- Elwan, A.; Arief, Y. Z.; Adzis, Z.; Muhamad, N. A. Life cycle assessment-based environmental impact comparative analysis of composting and electricity generation from solid waste. *Energy Procedia*, **2015**, 68, 186-194.
- Escalera Ch. M. E.; Gallegos F. G.; Leal V. J. C. Clean energy a CDM project option. *European Scientific Journal*, **2014**, 10 (15), 326-338.
- FIRA. Panorama Agroalimentario, Carne de cerdo 2017. Disponible en línea: <http://www.ugrpg.org.mx/pdfs/Panorama%20Agroalimentario%20Carne%20de%20cerdo%202017.pdf> (24 de octubre de 2018).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). The state of food and agriculture-livestock in the balance. **2009**; (31 de octubre 2018).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Disponible en línea: <http://www.fao.org/faostat/es/#data/QA/visualize> **2016**; (31 de octubre 2018).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Perspectivas alimentarias, resúmenes de mercados. Disponible en línea: [www.fao.org/3/CA0910ES/ca0910es.pdf](http://www.fao.org/3/CA0910ES/ca0910es.pdf) **2018**; (28 de octubre de 2018).
- Fuchsz, M.; Kohlheb, N. Comparison of the environmental effects of manure-and crop-based agricultural biogas plants using life cycle analysis. *Journal of Cleaner Production*, **2015**, 86, 60-66.
- Garzón-Zúñiga, M. A.; Buelna, G. Caracterización de aguas residuales porcinas y su tratamiento por diferentes procesos en México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, **2014**, 30(1), 65-79.
- Gerber, M. D.; Lucía, T.; Correa, L.; Neto, J. E. P.; Correa, É. K. Phytotoxicity of effluents from swine slaughterhouses using lettuce and cucumber seeds as bioindicators. *Science of the Total Environment*, **2017**, 592, 86-90.
- Gerber, P.J.; Steinfeld, H.; Henderson, B.; Mottet, A.; Opio, C.; Dijkman, J.; Falcucci, A.; Tempio, G. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations, **2013**, Rome, pp.115.

- Godínez, M.L.; García, S.J.A.; Fortis, H.M.; Mora, F.J.S.; Martínez, D.M.Á.; Valdivia, A.R.; Hernández, M.J. Valor económico del agua en el sector agrícola de la Comarca Lagunera. *Terra Latinoamericana*, **2007**, 25 (1), 51-59.
- Gooding, C. H.; Meeker, D. L. Comparison of 3 alternatives for large-scale processing of animal carcasses and meat by-products. *The Professional Animal Scientist*, **2016**, 32(3), 259-270.
- Gutiérrez, A. S.; Eras, J. J. C.; Billen, P.; Vandecasteele, C. Environmental assessment of pig production in Cienfuegos, Cuba: alternatives for manure management. *Journal of cleaner production*, **2016**, 112, 2518-2528.
- ISO 14040. Environmental management—life cycle assessment —principles and framework. International Standard 14040. *International Organisation for Standardisation*, **2006**, Geneva.
- ISO 14044. Environmental management – life cycle assessment – requirements and International Organization for Standardization 14044. *International Organisation for Standardisation*, **2006**, Geneva.
- Jerónimo-Romero, Y.; Miranda-Romero, L. A.; Saavedra-Jiménez, L. A. Compostaje de mortalidad de conejo en la granja experimental de la universidad autónoma Chapingo. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, **2014**, 17(2), 295-297.
- Kuhn, T., Kokemohr, L.; Holm-Müller, K. A life cycle assessment of liquid pig manure transport in line with EU regulations: A case study from Germany. *Journal of environmental management*, **2018**, 217, 456-467.
- Kulcu R.; Yaldiz O. Composting of goat manure and wheat straw using pine cones as a bulking agent. *Bioresource Technology*, **2007**, 98 (14), 2700-2704.
- Kunz, A.; Higarashi, M.M.; Oliveira, P.A.V. Tecnologías de manejo e tratamiento de dejetos de suínos estudiadas no Brasil. *Cuadernos de Ciência & Tecnologia*, **2005**, 22, 651-665.
- Laurent, A.; Clavreul, J.; Bernstad, A.; Bakas, I.; Niero, M.; Gentil, E.; Hauschild, M. Z. Review of LCA studies of solid waste management systems—Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste management*, **2014**, 34(3), 589-606.
- LeJeune, J.T.; Wetzel, A.N. Preharvest control of *Escherichia coli* O157 in cattle. *Journal of Animal Science*, **2007**, 85, 73-80.
- Li, Z.; Sui, P.; Wang, X.; Yang, X.; Long, P.; Cui, J.; Chen, Y. Comparison of net GHG emissions between separated system and crop-swine integrated system in the North China Plain. *Journal of Cleaner Production*, **2017**, 149, 653-664.
- Lijó, L.; González-García, S.; Bacenetti, J.; Fiala, M.; Feijoo, G.; Moreira, M. T. Assuring the sustainable production of biogas from anaerobic mono-digestion. *Journal of cleaner production*, **2014**, 72, 23-34.
- López-Fernández, S.; Serrato-Cuevas, R.; Castelán-Ortega, O. A.; Avilés-Nova, F. Comparación entre dos métodos de ventilación en la composición química de compost de estiércoles pecuarios. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, **2018**, 34(2), 263-271.
- Makan, A. Windrow co-composting of natural casings waste with sheep manure and dead leaves. *Waste Management*, **2015**, 42, 17-22.
- Mariscal L. G. Tecnologías disponibles para reducir el potencial contaminante de las excretas de granjas porcícolas. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. **2004**, Disponible en línea: <http://www.fao.org/3/x6372s08.htm#bm08> (26 de octubre de 2018).
- McAuliffe, G. A.; Takahashi, T.; Mogensen, L.; Hermansen, J. E.; Sage, C. L.; Chapman, D. V.; Lee, M. R. F. Environmental trade-offs of pig production systems under varied operational efficiencies. *Journal of cleaner production*, **2017**, 165, 1163-1173.
- McDougall, F. R.; White, P. R.; Franke, M.; Hindle, P. Integrated solid waste management: a life cycle inventory. John Wiley & Sons. 2008, sd.
- Medina-Herrera, M.; Rodríguez-García, A.; Montoya-Herrera, L.; Cárdenas-Mijangos, J.; Godínez-Mora-Tovar, L.A.; Bustos-Bustos E.; Rodríguez-Valadez, F.J.; Manríquez-Rocha, J. Anaerobic digestion of slaughterhouse solid waste for the optimization of biogas production. *International Journal Environmental Research*, **2014**, 8(2), 483-492.
- Menzi, H.; Oenema, O.; Burtun, C. Impacts of intensive livestock production and manure management on the environment. *Livestock in a Changing Landscape: Drivers, Consequences and Responses*; Steinfeld, H.; Mooney, H.; Schneider, F.; Neville, L.E. Eds; USA; 2010; sd.
- Misra, S. S.; Dey, A. Strategies for Mitigation and Adaptation to Climate Change for Sustainable Livestock Production. *Journal of Agriculture and Technology*, **2014**, 1(1), 7-19.
- Sonia López-Fernández, Rodolfo Serrato-Cuevas, Gabriela Roa-Morales, Araceli Amaya-Chávez\*

- Montejo Olan, S.; Laines Canepa, J. R.; Sosa Oliver, J. A. Co digestión anaerobia de excretas generada en una granja porcina. *Ciencia UANL*, **2016**, *19*(79), 51-55.
- Niu, M.; Pang, X.; Chen, S. The study of influencing factors to corn straw mixed with pig effluent anaerobic fermentation. *Procedia Environmental Sciences*, **2011**, *8*, 54-60.
- OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2017-2026, Éditions OCDE, París. Disponible en línea: [http://dx.doi.org/10.1787/agr\\_outlook-2017-es](http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2017-es) 2017; (25 de octubre 2018).
- OIE Organización Mundial de Sanidad Animal. Código Sanitario para los animales terrestres. Disponible en línea: [http://www.oie.int/index.php?id=169&L=2&htmfile=chapitre\\_disposal.htm](http://www.oie.int/index.php?id=169&L=2&htmfile=chapitre_disposal.htm) 2018; (20 de enero de 2019).
- Pagans, E.; Barrena, R.; Font, X.; Sánchez, A. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*, **2006**, *62*(9), 1534-1542.
- Pérez, T.; Pereda, I.; Oliva, D.; Zaiat, M. Anaerobic digestion technologies for the treatment of pig wastes. *Cuban Journal of Agricultural Science*, **2016**, *50*(3), 343-354.
- Pinos-Rodríguez J.M.; García-López J.C.; Peña-Avelino L.Y.; Rendón-Huerta J.A.; González- González C.; Tristán-Patiño F. Impactos y regulaciones ambientales del estiércol generado por los sistemas ganaderos de algunos países de América. *Agrociencia*, **2012**, *46* (4), 359-370.
- Priac, A.; Badot, P. M.; Crini, G. Treated wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*: Focus on germination and root elongation test parameters. *Comptes Rendus Biologies*, **2017**, *340*(3), 188-194.
- Reckmann, K.; Traulsen, I.; Krieter, J. Environmental impact assessment e methodology with special emphasis on European pork production. *Journal of Environmental Management*, **2012**, *107*, 102-109.
- Riaño, B.; García-González, M. C. Greenhouse gas emissions of an on-farm swine manure treatment plant–comparison with conventional storage in anaerobic tanks. *Journal of Cleaner Production*, **2015**, *103*, 542-548.
- Romero Güiza, M. S.; Mata Alvarez, J.; Chimenos Rivera, J. M.; García, S. A. Nutrient recovery technologies for anaerobic digestion systems: An overview. *Revista Ion*, **2016**, *29*(1), 7-26.
- Schuchardt, F.; Jiang, T.; Li, G. X.; Huaitalla, R. M. Pig manure systems in Germany and China and the impact on nutrient flow. *Journal of Agricultural Science and Technology*, **2011**, *1*(6), 858-865.
- Schwarz, M.; Bonhot, J. Effectiveness of Composting as a Means of Emergency Disposal: A Literature Review. 5th International Symposium on Managing Animal Mortality, Products, by Products and Associated Risks, 2015.
- SAGARPA-SENASICA. Manual de bioseguridad en porcinos. Disponible en línea: [https://www.porcimex.org/MANUAL\\_DE\\_BIOSEGURIDAD\\_EN\\_PORCINOS.pdf](https://www.porcimex.org/MANUAL_DE_BIOSEGURIDAD_EN_PORCINOS.pdf). (15 de enero de 2019).
- SEMARNAT (1997). Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. DOF: 21 de septiembre de 1998.
- SIAP 2017. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Disponible en línea: <http://www.siap.gob.mx/poblacion-ganadera/>. (15 de agosto de 2017).
- SIAP 2018. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Disponible en línea: [http://infosiap.siap.gob.mx/repoAvance\\_siap\\_gb/pecConcentrado.jsp](http://infosiap.siap.gob.mx/repoAvance_siap_gb/pecConcentrado.jsp) (31 de octubre 2018)
- Soria, F. M. D. J.; Ferrera-Cerrato, R.; Etchevers, B. J.; Alcántar, G. G.; Trinidad, S. J.; Borges, G. L.; Pereyda, P. G. Producción de biofertilizantes mediante biodigestión de excreta líquida de cerdo. *Terra Latinoamericana*, **2001**, *19*(4), 353-362.
- Szabová E.; Juriš P.; Papajová I. Sanitation composting process in different seasons. *Ascaris suum* as model. *Waste Management*, **2010**, *30* (3), 426-432.
- USDA 2017. <https://www.ers.usda.gov/webdocs/publications/81948/ldpm-271-01.pdf?v=0> (1 de noviembre de 2018).
- USDA-FAS 2017. Livestock and products semi-annual México. Disponible en línea: <https://www.fas.usda.gov/data/mexico-livestock-and-products-semi-annual-1> (1 de noviembre de 2018).
- Venegas, V. J. A.; Espejel, G. A.; Pérez, F. A.; Castellanos, S. J. A.; Sedano, C. G. Potencial de energía eléctrica y factibilidad financiera para biodigestor-motogenerador en granjas porcinas de Puebla. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, **2017**, *8* (3), 735-740.

- Wang, X.; Dadouma, A.; Chen, Y.; Sui, P.; Gao, W.; Jia, L. Sustainability evaluation of the large-scale pig farming system in North China: an emergy analysis based on life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, **2015**, *102*, 144-164.
- Wei, S.; Bai, Z. H.; Qin, W.; Xia, L. J.; Oenema, O.; Jiang, R. F.; Ma, L. Environmental, economic and social analysis of peri-urban pig production. *Journal of cleaner production*, **2016**, *129*, 596-607.
- Zeng, J.; Price, G. W.; Arnold, P. Evaluation of an aerobic composting process for the management of Specified Risk Materials (SRM). *Journal of hazardous materials*, **2012**, *219*, 260-266.

## 7.2 Artículo científico en arbitraje

*El artículo no se mostrará en esta tesis por cuestiones de normatividad de la revista.*

← WAVE-D-22-00004 - Submission Notificación to co-author - [EMID:088fb19fa2cd1e28]

 Traducir mensaje a: Español | No traducir nunca de: Inglés

---



Waste and Biomass Valorization (WAVE) <em@editorialmanager.com>  
Mié 05/01/2022 11:49 AM  
Para: Usted

Re: "LIFE CYCLE INVENTORY FOR A SWINE ORGANIC WASTE TREATMENT SYSTEM"  
Submission ID: WAVE-D-22-00004  
Full author list: Sonia López Fernández; Araceli Amaya Chávez; Rodolfo Serrato Cuevas; Germán Gómez Tenorio; Gabriela Roa Morales

Dear MSc. López Fernández,

We have received the submission entitled: "LIFE CYCLE INVENTORY FOR A SWINE ORGANIC WASTE TREATMENT SYSTEM" for possible publication in Waste and Biomass Valorization, and you are listed as one of the co-authors.

The manuscript has been submitted to the journal by Dr. PhD. Araceli Amaya Chávez who will be able to track the status of the paper through his/her login.

If you have any objections, please contact the editorial office as soon as possible. If we do not hear back from you, we will assume you agree with your co-authorship.

Thank you very much.

With kind regards,  
Springer Journals Editorial Office  
Waste and Biomass Valorization

# INVENTARIO DE CICLO DE VIDA PARA UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS PORCINOS

## LIFE CYCLE INVENTORY FOR A SWINE ORGANIC WASTE TREATMENT SYSTEM

### Resumen

**Propósito** El objetivo de este estudio fue analizar el balance de materia y energía de un sistema de tratamiento de residuos orgánicos porcinos, como herramienta para el diseño de sistemas de gestión en la transformación de residuos orgánicos a productos de valor en la industria porcina.

**Métodos** Siguiendo la metodología (ISO 144044: 2006), se cuantificaron y caracterizaron los residuos generados en la granja porcina, los productos obtenidos y sus propiedades fisicoquímicas, después del tratamiento, en base a la unidad funcional (UF) la cual fue la cantidad diaria de residuos generados. Se cuantificó la energía utilizada dentro del proceso y distribución de los productos; así como también, se identificó su uso. Se comparó el rendimiento de cultivos con la aplicación de biol y composta y fertilización inorgánica en tres parcelas de 2 ha. Se evaluaron los posibles impactos al suelo de cultivo y al agua del río colindante, por probables escurrimientos o lixiviaciones a partir de la granja y del sistema de tratamiento de residuos.

**Resultados y discusión** En base a la UF la granja porcina produce un promedio de 38.48 m<sup>3</sup> de purines y 18 kg de tejidos de animales muertos y restos de placentas al día. Los residuos orgánicos ingresan al sistema de tratamiento con 4 subsistemas: S1-separación de purines, S2-digestión anaerobia, S3-compostaje de la fracción sólida de los purines (FSP) y S4-compostaje de los tejidos muertos. Para el proceso se requieren 31.1 kW/d de energía eléctrica y 3.22 L/d de combustible diesel. Los productos que se generan son: 35,485.86 m<sup>3</sup> de biogás, 7.72 m<sup>3</sup> de bioles y 82 kg de compostas al día; todos son rehusados dentro de la granja. El biogás como generador de calor y el biol y composta como fertilización orgánica.

**Conclusiones** El sistema de tratamiento resultó efectivo para la transformación de los residuos orgánicos en productos de valor. Los productos brindan un ahorro económico al sustituir el uso de gas LP para la cocción de los alimentos y calentar las zahurdas de los lechones y sustituir los fertilizantes inorgánicos en las parcelas de cultivo. Las compostas demostraron tener un buen contenido nutrimental y ser seguras patológicamente para garantizar la salud de los cultivos y salvaguardar la salud humana durante su manejo. El biol necesita un tratamiento posterior ya que la DQO y SST no cumplen con los LMP de las normas mexicanas. Se recomienda implementar la construcción de un sistema de postratamiento anaeróbico que puede estar constituido por un proceso de filtración con grava y un humedal.

Finalmente, la granja puede considerarse como ecoeficiente al no desechar los residuos al ambiente, hacer su tratamiento y obtener productos de valor, propiciando beneficios económicos, ambientales y a la salud.

**Palabras clave** Pig slurry, pig carcasses, biogas, compost, biol, pig organic waste

## 8. CONCLUSIONES GENERALES

Introducir a las granjas porcinas, estrategias de mitigación amigables con el ambiente, no solo evita contaminación a partir de los residuos que se generan, sino que brinda una alternativa sustentable e incluso monetaria al transformar los residuos en un producto de valor y los excedentes poder comercializarlos asegurando su sanidad y un buen contenido nutricional que favorezca su uso como sustitutos de fertilización inorgánica.

La granja porcina evaluada en este estudio, puede considerarse como ecoeficiente porque no desecha los residuos que genera al ambiente, sino que realiza su tratamiento mediante estrategias de mitigación como digestión anaerobia y compostaje y obtiene productos de valor, propiciando beneficios económicos, ambientales y a la salud.

Mediante el tratamiento de residuos orgánicos y en base a la Unidad Funcional, la granja produce 35,485.86 m<sup>3</sup> de biogás, 7.72 m<sup>3</sup> de bioles y 82 kg de compostas al día, todos los productos son reusados dentro de la granja proporcionando ahorro económico al sustituir el uso de gas LP para la cocción de los alimentos y calentar las zahurdas de los lechones y sustituir los fertilizantes inorgánicos en las parcelas de cultivo.

Tanto el biol como la composta C1, mostraron los mejores rendimientos del cultivo de pasto Rye Grass y maíz en la parcela donde se aplicaron en combinación. Sin embargo, el biol necesita un tratamiento posterior ya que la DQO y SST no cumplen con los LMP de las normas mexicanas. Las compostas demostraron tener un buen contenido nutrimental y ser seguras patológicamente para garantizar la salud de los cultivos y salvaguardar la salud humana durante su manejo.

El agua del río y suelo de cultivos no mostraron algún tipo de afectación por las probables descargas de la planta de tratamiento de residuos orgánicos porcinos.

Como propuesta de mejora al sistema de tratamiento de residuos orgánicos porcinos, se recomendó realizar un tratamiento a los bioles posterior a la digestión anaerobia con humedales artificiales utilizando carrizo (*Phragmites australis*).

## 9. REFERENCIAS

- Achinas, S., Achinas, V., Euverink, G.J.W. (2017). A technological overview of biogas production from biowaste. *Engineering* 3, 299–307. <https://doi.org/10.1016/J.ENG.2017.03.002>
- Ahn, H. K., Glanville, T. D., Crawford, B. P., Koziel, J. A., & Akdeniz, N. (2007). Evaluation of the biodegradability of animal carcasses in passively aerated bio-secure composting system. In 2007 ASAE Annual Meeting (p. 1). American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Ahn, H.K., Richard, T.L., Glanville T.D. (2008). Laboratory determination of compost physical parameters for modeling of airflow characteristics. *Waste Manage.* 28, 660-670. doi:10.1016/j.wasman.2007.04.008
- Alonso-Estrada, D., Lorenzo-Acosta, Y., Díaz-Capdesuñer, Y. M., Sosa-Cáceres, R., & Angulo-Zamora, Y. (2014). Tratamiento de residuales porcinos para la producción de biogás. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 48(3), 16-21.
- Amaral, A. C. D., Kunz, A., Steinmetz, R. L., Cantelli, F., Scussiato, L. A., & Justi, K. C. (2014). Swine effluent treatment using anaerobic digestion at different loading rates. *Engenharia Agrícola*, 34(3), 567-576.
- APHA (2005) WPCF, 1992 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington, DC.
- Arena U., Mastellone M.L. y Perugini F. (2003). Life cycle assessment of a plastic packaging recycling system. *Int. J. Life Cycle Assess.* 8 (2), 92-98. DOI: 10.1007/BF02978432
- Bernal MP, Albuquerque JA, Moral R (2009) Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour Technol* 100:5444-5453. <https://doi:10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Bong, C. P. C., Lim, L. Y., Ho, W. S., Lim, J. S., Klemeš, J. J., Towprayoon, S., & Lee, C. T. (2017). A review on the global warming potential of cleaner composting and mitigation strategies. *Journal of Cleaner Production*, 146, 149-157.
- Branda, L. N., Ruíz Díaz, A., Ramírez, M., & Martínez, J. (2016). Evaluación de coliformes fecales en efluentes de una exportación porcina sometidas a tratamiento mediante biodigestor tubular con régimen de carga estacionada. *Compendio de Ciencias Veterinarias*, 6(2), 7-12.
- Cao L, Keener H, Huang Z, Liu Y, Ruan R, Xu F. (2019). Effects of temperature and inoculation ratio on methane production and nutrient solubility of swine manure anaerobic digestion. *Bioresour Technol* 299:122552. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122552>
- Capulín, J., R. Núñez, J. Aguilar, M. Estrada, P. Sánchez & J. Mateo. (2007). Uso de estiércol líquido de bovino acidulado en la producción de pimiento morrón. *Revista Chapingo Serie Hortícola* 13 (1), 5-11.

Cervantes, F. J., Saldívar-Cabrales, J., & Yescas, J. F. (2007). Estrategias para el aprovechamiento de desechos porcinos en la agricultura. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 3 (1), 3-12.

Cherubini, E., Zanghelini, G. M., Alvarenga, R. A. F., Franco, D., & Soares, S. R. (2015). Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *Journal of Cleaner Production*, 87, 68-77.

Cook, K. L., Ritchey, E. L., Loughrin, J. H., Haley, M., Sistani, K. R., & Bolster, C. H. (2015). Effect of turning frequency and season on composting materials from swine high-rise facilities. *Waste management*, 39, 86-95.

Corbala-Robles, L., Sastafiana, W. N. D., Volcke, E. I. P., & Schaubroeck, T. (2018). Life cycle assessment of biological pig manure treatment versus direct land application— a trade-off story. *Resources, Conservation and Recycling*, 131, 86-98.

Cruz E, Martínez V, Naranjo R, & Sosa R. (2004). Evaluación microbiológica del efluente anaerobio de un biodigestor de cúpula fija. *Rev Computad Prod Porcina*. 11 (2), 89-95.

De Victorica-Almeida, J. L., Galván-García, M., & Ayala-Ruiz, R. (2008). Sustainable Management of effluents from small piggery farms in Mexico. *American Journal of Environmental Sciences*, 4(3), 185-188.

De Vries, M., & De Boer, I. J. (2010). Comparing environmental impacts for livestock 724 products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128(1), 1-11.

Díaz-Vázquez, D.; Alvarado-Cummings, S.C.; Meza-Rodríguez, D.; Senés-Guerrero, C.; de Anda, J.; Gradilla-Hernández, M.S. (2020). Evaluación del potencial de biogás a partir de estiércol de ganado y selección de sitios multicriterio para sistemas de digestor anaeróbico centralizado: El caso de Jalisco, México. *Sostenibilidad*, 12, 3527. <https://doi.org/10.3390/su12093527>

Dumont, É. (2018). Impact of the treatment of NH<sub>3</sub> emissions from pig farms on greenhouse gas emissions. Quantitative assessment from the literature data. *New Biotechnology*, 46, 31–37. doi:10.1016/j.nbt.2018.06.001

Elwan, A., Arief, Y. Z., Adzis, Z., & Muhamad, N. A. (2015). Life cycle assessment-based environmental impact comparative analysis of composting and electricity generation from solid waste. *Energy Procedia*, 68, 186-194.

Escalera Ch. M. E., Gallegos F. G., & Leal V. J. C. (2014). Clean energy a CDM project option. *ESJ* 10 (15), 326-338.

Food and Agricultural Policy Research Institute (FAPRI). (2021). Baseline Update for International Dairy, Livestock and Biofuel Markets. <https://www.fapri.missouri.edu/publications/outlook/>

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2021). <https://www.fao.org/faostat/es/#home> Consultado 31 de noviembre de 2021

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2018). Perspectivas alimentarias, resúmenes de mercados. Disponible en línea: [www.fao.org/3/CA0910ES/ca0910es.pdf](http://www.fao.org/3/CA0910ES/ca0910es.pdf) Consultado 28 de octubre de 2018.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2021). Objetivos del desarrollo sostenible. Disponible en línea: <https://www.fao.org/sustainable-development-goals/goals/sdg-6/es/> Consultado 17 de septiembre de 2021.

FIRA, 2017. Panorama Agroalimentario, Carne de cerdo 2017. Disponible en línea: <http://www.ugrpg.org.mx/pdfs/Panorama%20Agroalimentario%20Carne%20de%20cerdo%202017.pdf> Consultado 24 de octubre de 2018.

FIRCO, 2011. Diagnóstico general de la situación actual de los sistemas de biodigestión en México. Documento oficial. México.

Fuchsz, M., & Kohlheb, N. (2015). Comparison of the environmental effects of manure-and crop-based agricultural biogas plants using life cycle analysis. *Journal of Cleaner Production*, 86, 60-66.

Garzón-Zúñiga, M. A., & Buelna, G. (2014). Caracterización de aguas residuales porcinas y su tratamiento por diferentes procesos en México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(1), 65-79.

Gerber, M. D., Lucia, T., Correa, L., Neto, J. E. P., & Correa, É. K. (2017). Phytotoxicity of effluents from swine slaughterhouses using lettuce and cucumber seeds as bioindicators. *Science of the Total Environment*, 592, 86-90. DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.03.075

Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A. & Tempio, G. (2013). Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome pp.115

GMT, 2016. Plan de desarrollo municipal 2016-2018 H. Ayuntamiento de Temascaltepec. Gaceta municipal Temascaltepec. Año I Vol. I No. 05 Temascaltepec, México 31 de Marzo de 2016.

Godínez, M.L., García, S.J.A., Fortis, H.M., Mora, F.J.S., Martínez, D.M.Á., Valdivia, A.R., & Hernández, M.J. (2007). Valor económico del agua en el sector agrícola de la Comarca Lagunera. *Terra Latinoamericana*. 25 (1), 51-59.

González, R.F.J., Rebollar R.S. & Hernández M.J. (2014). “Metodologías y aplicaciones para la producción ganadera del trópico seco en el sur del Estado de México”. En: Hernández M.J., Avilés N.F. y Rojo R.R. *La porcicultura en el sur del estado de México: un análisis de su estructura productiva y de mercadeo*. México: Ediciones Gernika, S.A., pp. 85-102.

Gooding, C. H., & Meeker, D. L. (2016). Comparison of 3 alternatives for large-scale processing of animal carcasses and meat by-products. *The Professional Animal Scientist*, 32(3), 259-270.

Guidoni LL, Martins GA, Guevara MF, Brandalise JN, Lucia T, Gerber MD, Corrêa LB, Corrêa ÉK (2021) Full-scale composting of different mixtures with meal from dead pigs: process monitoring, compost quality and toxicity. *Waste Biomass Valoriz* 1-13. <https://doi.org/10.1007/s12649-021-01422-0>

Gutiérrez J. P. (2018). Situación actual y escenarios para el desarrollo del biogás en México hacia 2024 y 2030. Red Mexicana de Bioenergía A.C. & Red Temática de Bioenergía de Conacyt, Morelia México. pp. 1-20.

Gwyther, C. L., Williams, A. P., Golyshin, P. N., Edwards-Jones, G., & Jones, D. L. (2011). The environmental and biosecurity characteristics of livestock carcass disposal methods: A review. *Waste Management*, 31(4), 767–778. doi:10.1016/j.wasman.2010.12.005

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2009). Compendio de información geográfica municipal 2010 Temascaltepec, México. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Compendio. México D.F. 10 pp.

INEGI (2019) Marco Geoestadístico edición septiembre 2019. Instituto Nacional de Estadística y Geografía <https://www.inegi.org.mx/temas/mg/>. Fecha de consulta 8 de octubre de 2020.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2016). Anuario estadístico y geográfico de los Estados Unidos Mexicanos 2015. Disponible en línea: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biblioteca/ficha.aspx?upc=702825077280> Fecha de consulta 20 de septiembre de 2018.

INECC, 2021 <https://datos.gob.mx/busca/dataset/inventario-nacional-de-emisiones-de-gases-y-compuestos-de-efecto-invernadero-inegycei>

ISO 14040 (2006) Environmental management—life cycle assessment —principles and framework. International Standard 14040. International Organisation for Standardisation, Geneva.

ISO 14044 (2006) Environmental management – life cycle assessment – requirements and International Organization for Standardization 14044. Organisation for Standardisation, Geneva.

Jerónimo-Romero, Y., Miranda-Romero, L. A., & Saavedra-Jiménez, L. A. (2014). Compostaje de mortalidad de conejo en la granja experimental de la universidad autónoma Chapingo. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 17(2), 295-297.

Kunz, A., Miele, M., Steinmetz, R.L.R. (2009). Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresour. Technol.* 100, 5485-5489. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.10.039>

Laurent A., Bakas I., Clavreul J., Bernstad A., Niero M., Gentil E., Hauschild M.Z. y Christensen T.H. (2014) Review of LCA studies of solid waste management systems--part I: lessons learned and perspectives. *Waste Manage.* 34 (3):573-88 DOI: 10.1016/j.resconrec. 2012.07.003

- Lijó, L., González-García, S., Bacenetti, J., Fiala, M., Feijoo, G., & Moreira, M. T. (2014). Assuring the sustainable production of biogas from anaerobic mono-digestion. *Journal of cleaner production*, 72, 23-34.
- Makan, A. (2015). Windrow co-composting of natural casings waste with sheep manure and dead leaves. *Waste Management*, 42, 17-22.
- Makara A, Kowalski Z (2018) Selection of pig manure management strategies: Case study of Polish farms. *J Clean Prod* 172:187-195. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.095>
- McAuliffe, G. A., Takahashi, T., Mogensen, L., Hermansen, J. E., Sage, C. L., Chapman, D. V., & Lee, M. R. F. (2017). Environmental trade-offs of pig production systems under varied operational efficiencies. *Journal of cleaner production*, 165, 1163-1173.
- McDougall F., White P., Franke M., Hindle P. (2001). *Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory*, (second edition) Blackell Science Ltd.
- Menzi, H., Oenema, O., Burtun, C., et al. (2010). Impacts of intensive livestock production and manure management on the environment. In: Steinfeld, H., Mooney, H., Schneider, F., Neville, L.E. (Eds.), *Livestock in a Changing Landscape: Drivers, Consequences and Responses*. Island Press, Washington, DC, USA.
- Misra, S. S., & Dey, A. (2014). Strategies for Mitigation and Adaptation to Climate Change for Sustainable Livestock Production. *Journal of Agriculture and Technology*, 1(1), 7-19.
- Moretti SML, Bertoncini EI, Abreu-Junior CH. (2020). Characterization of raw swine waste and effluents treated anaerobically: parameters for Brazilian environmental regulation construction aiming agricultural use. *J Mater Cycles Waste Manag* 23(1):165-176. <https://doi:10.1007/s10163-020-01115-1>
- OCDE/FAO (2017), *OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2017-2026*, Éditions OCDE, París. [http://dx.doi.org/10.1787/agr\\_outlook-2017-es](http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2017-es)
- OCDE/FAO (2021), *OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2021-2030*, Éditions OCDE, París. <https://www.fao.org/publications/card/es/c/CB5339ES/>
- Oudart, D., Robin, P., Paillat, J. M., & Paul, E. (2015). Modelling nitrogen and carbon interactions in composting of animal manure in naturally aerated piles. *Waste Management*, 46, 588–598. doi:10.1016/j.wasman.2015.07.044
- Pagans, E., Barrena, R., Font, X., & Sánchez, A. (2006). Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*, 62(9), 1534-1542.
- Palhares, J. C. P. (2011). Pegada hídrica dos suínos abatidos nos Estados da Região Centro-Sul do Brasil. *Acta Scientiarum. Animal Sciences*, 33, 309-314. DOI: 10.4025/actascianimsci.v33i3.9924

Parra Huertas, R. A. (2015). Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria.

Pérez, T., Pereda, I., Oliva, D., & Zaiat, M. (2016). Anaerobic digestion technologies for the treatment of pig wastes. *Cuban Journal of Agricultural Science*, 50(3).

Pexas, G., Mackenzie, S., Wallace, M., & Kyriazakis, I. (2020). Environmental impacts of housing conditions and manure management in European pig production systems through a life cycle perspective: A case study in Denmark. *Journal of Cleaner Production*, 120005. doi:10.1016/j.jclepro.2020.120005

Priac, A., Badot, P. M., & Crini, G. (2017). Treated wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*: Focus on germination and root elongation test parameters. *Comptes Rendus Biologies*, 340(3), 188-194. DOI 10.1016/j.crv.2017.01.002

Ramírez-Islas ME, Güereca LP, Sosa-Rodríguez FS, Cobos-Peralta MA. (2020). Environmental assessment of energy production from anaerobic digestion of pig manure at medium-scale using life cycle assessment. *Waste Manage* 102:85-96. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.012>

Romero Güiza, M. S., Mata Alvarez, J., Chimenos Rivera, J. M., & Garcia, S. A. (2016). Nutrient recovery technologies for anaerobic digestion systems: An overview. *Revista Ion*, 29(1), 7-26.

Sáez JA, Clemente R, Bustamante MÁ, Yañez D, Bernal MP. (2017). Evaluation of the slurry management strategy and the integration of the composting technology in a pig farm-Agronomical and environmental implications. *J Environ Manage* 192:57-67. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.040>

Santos A, Fangueiro D, Moral R, Bernal MP. (2018). Composts produced from pig slurry solids: nutrient efficiency and N-leaching risks in amended soils. *Front Sustain Food Syst* 2:8. <https://doi:10.3389/fsufs.2018.00008>

Schuchardt, F., Jiang, T., Li, G. X., & Huaitalla, R. M. (2011). Pig manure systems in Germany and China and the impact on nutrient flow. *Journal of Agricultural Science and Technology A*, 1(6), 858-865.

Schwarz, M., & Bonhotal, J. (2015). Effectiveness of Composting as a Means of Emergency Disposal: A Literature Review. 5th International Symposium on Managing Animal Mortality, Products, by Products and Associated Risks.

SEECO (1980). Norma Mexicana NMX-AA-14-1980 "Cuerpos receptores.- muestreo". DOF: 6 de noviembre de 1992.

SEECO (2008). Proyecto de Norma Mexicana PROY-NMX-AA-003/3-SCFI-2008 Aguas residuales - muestreo (Todas las partes cancelan al PROY-NMX-AA-003-2006). DOF: 28 de septiembre de 2009.

SEECO (2015). Norma Mexicana NMX-AA-042-SCFI-2015 Análisis de agua - enumeración de organismos coliformes totales, organismos coliformes fecales (termotolerantes) y escherichia coli – Método del número más probable en tubos múltiples (cancela a la NMX-AA-42-1987). DOF: 18 de abril de 2016.

SEMARNAT (1997). Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. DOF: 21 de septiembre de 1998.

SIAP, 2021. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/621455/Escenario\\_carne\\_de\\_porcino\\_feb\\_2021.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/621455/Escenario_carne_de_porcino_feb_2021.pdf)

USDA 2017. <https://www.ers.usda.gov/webdocs/publications/81948/ldpm-271-01.pdf?v=0> consultado 1 de noviembre de 2018

Venegas Venegas, J. A., Espejel García, A., Pérez Fernández, A., Castellanos Suárez, J. A., & Sedano Castro, G. (2017). Potencial de energía eléctrica y factibilidad financiera para biodigestor-motogenerador en granjas porcinas de Puebla. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 8 (3), 735-740

Wang, X., Dadouma, A., Chen, Y., Sui, P., Gao, W., & Jia, L. (2015). Sustainability evaluation of the large-scale pig farming system in North China: an emergy analysis based on life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 102, 144-164.

Wei, S., Bai, Z. H., Qin, W., Xia, L. J., Oenema, O., Jiang, R. F., & Ma, L. (2016). Environmental, economic and social analysis of peri-urban pig production. *Journal of cleaner production*, 129, 596-607.

You, S., Liu, T., Zhang, M., Zhao, X., Dong, Y., Wu, B., ... & Shi, B. (2021). African swine fever outbreaks in China led to gross domestic product and economic losses. *Nature Food*, 2(10), 802-808. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00362-1>

Zeng, J., Price, G. W., & Arnold, P. (2012). Evaluation of an aerobic composting process for the management of Specified Risk Materials (SRM). *Journal of hazardous materials*, 219, 260-266.