

INFORME CIENTÍFICO-TÉCNICO SOBRE EL ESTADO DEL ARTE EN SISTEMAS DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOLES, TECNOLOGÍAS Y REDUCCIÓN DE EMISIONES

ÍNDICE

1.	Introducción	1
2.	Evolución y situación actual de la ganadería en Europa, España y Aragón.	3
3.	Emisiones asociadas a los distintos tipos de ganadería.....	8
4.	Emisiones de GEI asociadas a la generación y manejo del estiércol en Aragón.....	12
5.	Efecto de la composición de la dieta en la reducción de emisiones.	23
6.	MTDs en la gestión del estiércol y su efecto en la reducción de emisiones de GEI	17
7.	Sistema de recogida y almacenamiento:	24
8.	Buenas prácticas en la aplicación del estiércol al campo, su incidencia en la reducción de emisiones.	26
9.	Reemplazamiento de la fertilización mineral mediante el uso de estiércoles y su efecto en la reducción de emisiones.....	31
10.	Emisiones en la producción de fertilizantes minerales	34
11.	Tecnologías de aplicación como fertilizante y su incidencia en las emisiones de amoníaco y GEI.....	35
12.	Sistemas de tratamiento y su efecto en la reducción de emisiones de GEI.....	38
13.	Bibliografía	68

1. Introducción

El estiércol tiene un alto potencial como fertilizante orgánico en la agricultura, gracias a su contenido en nitrógeno, fósforo, potasio y materia orgánica entre otros. Sin embargo, la gran intensificación que la ganadería ha experimentado en las últimas décadas ha generado la concentración de grandes cantidades de estiércol en zonas muy concretas, dificultando su manejo. Este desequilibrio, combinado con malas prácticas en la gestión del estiércol es uno de los aspectos que más preocupa a la opinión pública, ya que puede causar problemas ambientales, tales como la contaminación por emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y amoníaco, filtración de nitratos a las aguas subterráneas, eutrofización de las aguas superficiales, acumulación de metales y fósforo en los suelos y propagación de agentes patógenos, por no hablar del rechazo social producido por los malos olores (Figura 1).

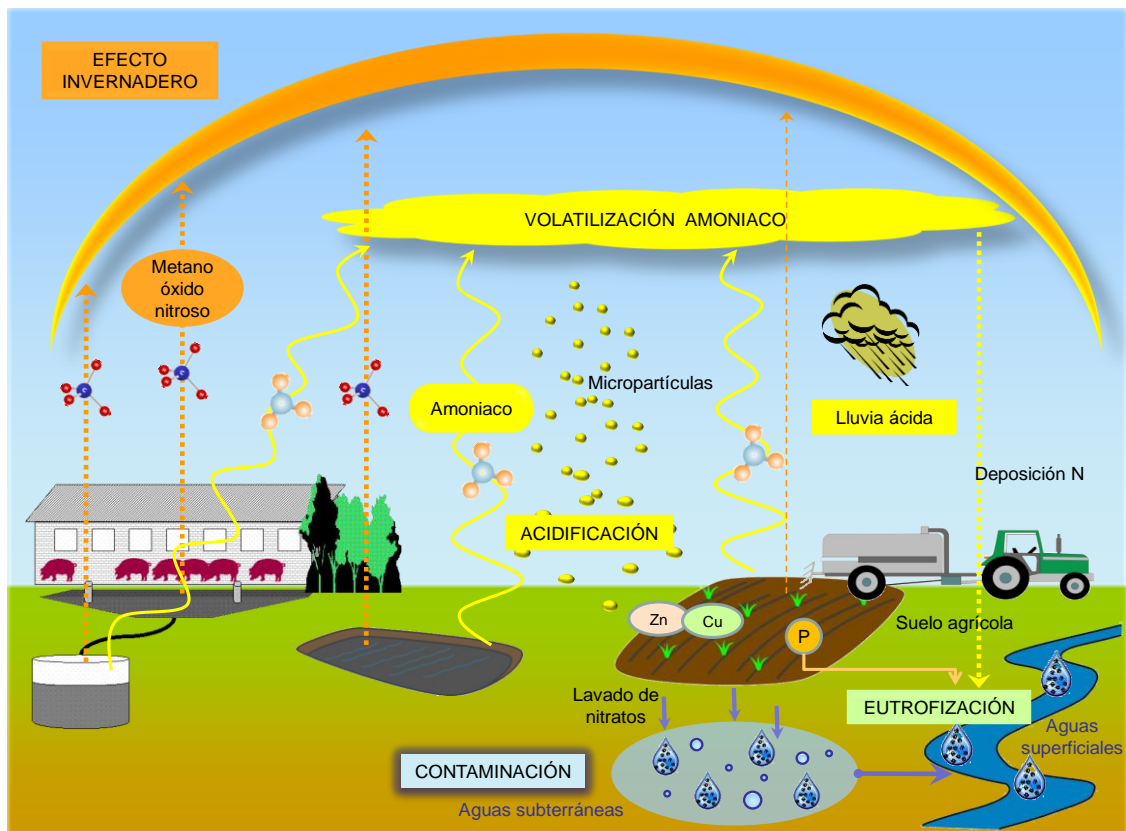


Figura 1. Impacto medioambiental de la actividad ganadera. Fuente: Dauden, 2011 – Proyecto LIFE ES-WAMAR.

La actividad ganadera intensiva es una importante fuente de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI): principalmente metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O), derivadas de multitud de reacciones microbianas. Su importancia relativa depende de la composición del estiércol, del tiempo y condiciones de almacenamiento, de los tratamientos que se apliquen y de la aplicación al campo y de las condiciones climáticas de cada escenario.

La tendencia alcista del sector ganadero, deriva en gran medida del crecimiento de la población a nivel mundial. En 2050, el mundo tendrá que alimentar a alrededor de 9 mil millones de personas (FAO, 2009). Para entonces, la agricultura podría suponer, según las estimaciones, un tercio de las emisiones de la UE, es decir, el triple de lo que representa actualmente. Por tanto, debería aumentar la importancia de este sector en términos de política climática: si no consigue reducir las emisiones de acuerdo con las previsiones, otros sectores tendrán que reducirlas aún más, lo que tendría costes elevados (UE, 2011 - Hoja de ruta hacia una economía hipocarbónica

competitiva en 2050). El reto de reducir el impacto ambiental y económico de la gestión del estiércol será cada vez más importante y decisivo.

Actualmente se produce un conflicto entre los esfuerzos por mejorar la producción de alimentos y el desarrollo de la actividad rural y los esfuerzos por reducir las emisiones de GEI derivadas del manejo de los estiércoles.

En la transición de una economía basada en recursos fósiles a una basada en la bioeconomía, se ha convertido en un desafío importante la recuperación eficiente de nutrientes valiosos que proceden de residuos orgánicos. Los recursos naturales de nutrientes no renovables, como la roca fosfórica, el petróleo o el gas natural se están agotando rápidamente, se usan cantidades importantes de energía fósil para la producción de fertilizantes químicos, originando considerables impactos relacionados con la extracción, fabricación y uso de los mismos (Hoeve *et al.*, 2014), mientras que los precios de la energía y los fertilizantes aumentan.

Las emisiones de amoníaco y el cambio climático son un desafío importante para hacer frente a la producción agrícola sostenible de cultivos y ganado en un contexto de aumento de la demanda mundial de alimentos impulsado por el crecimiento de la población mundial y los ingresos. No solo amenazan la producción agrícola, sino también el entorno natural y los servicios que proporcionan los ecosistemas (Albiac, 2015 LIFE + MANEV).

La contaminación atmosférica sigue siendo el problema de salud medioambiental más grave de Europa y debe abordarse en línea con la próxima Estrategia de calidad del aire de la UE para el período hasta 2030, y se necesitan más medidas para seguir avanzando (LIFE WP 2014-2017). Se prevé que el número de muertes prematuras por exposición a materia particulada aumentará a más del doble para alcanzar los 3,6 millones al año de personas a nivel mundial en 2050 si no se adoptan nuevas políticas para preservar la calidad del aire urbano (OCDE, 2012) y que los costes sanitarios debidos a muertes prematuras causadas por la contaminación del aire aumentarán más del doble en los países de la OCDE aumentando hasta los 3,5 billones en 2060 a nivel mundial (OCDE, 2016). La UE utiliza dos instrumentos principales que se ocupan de la contaminación atmosférica general. La Directiva de calidad del aire ambiente de la UE (normas de calidad del aire) y la Directiva sobre límites máximos nacionales de emisión (NEC), que limita las emisiones globales de dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, amoníaco y compuestos orgánicos volátiles (VOC) (DG Env. Aire más limpio para todos) y que se ha revisado recientemente en el contexto del paquete de política de aire puro (Directiva (UE) 2016/2284 del Parlamento Europeo y del Consejo de 14 de diciembre de 2016).

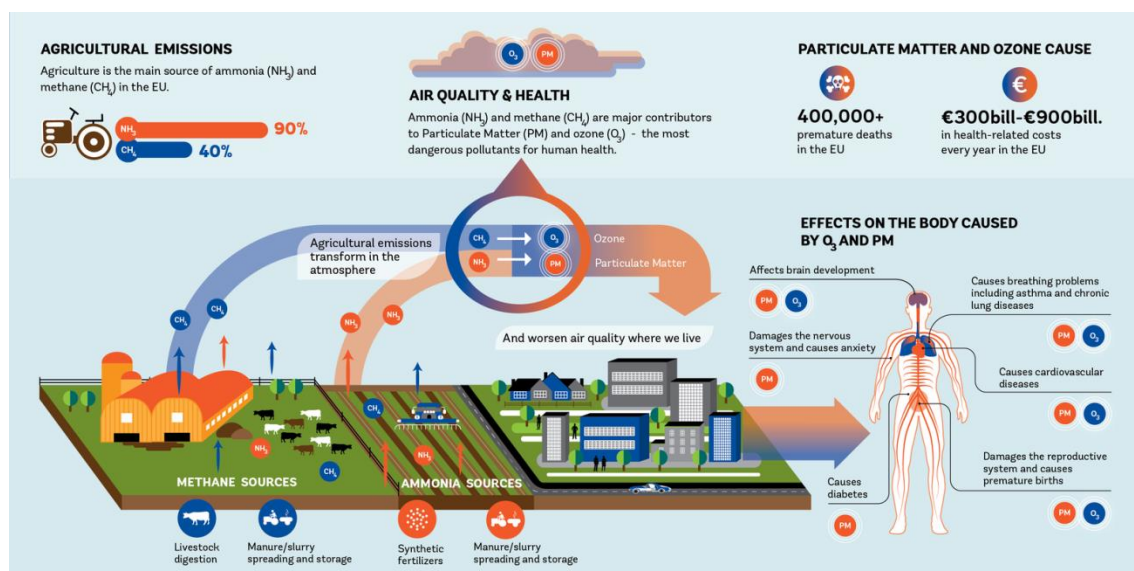


Figura 2. Cómo las emisiones procedentes de la agricultura afectan a nuestra salud. European Environmental Bureau, Apr. 28, 2015.

La Directiva de Emisiones Industriales (IED) y los BREF asociados para la Cría Intensiva de Aves de Corral o Cerdo establecen los requisitos para la aplicación de las Mejores Técnicas Disponibles en este sector.

Es crucial proporcionar, simultáneamente con las soluciones tecnológicas, apoyo y asistencia a los agricultores en su uso apropiado. La sensibilización de los agricultores es la primera acción clave que se llevará a cabo en toda la UE para reconstruir la confianza de los agricultores en el estiércol como fuente eficiente y sostenible de energía y nutrientes en sus sistemas de producción. Las estrategias de gestión del nitrógeno de la UE deben reconsiderarse a la luz del fomento de la fertilización orgánica a expensas de los fertilizantes químicos (que son extremadamente exigentes en términos de energía para su síntesis y contribuyen con el 12% de las emisiones) (CE, 2015).

2. Evolución y situación actual de la ganadería en Europa, España y Aragón.

La agricultura es uno de los sectores económicos más relevantes de Europa. Su valor de producción en 2016 fue de alrededor de 400 mil millones de €. El valor de producción de la producción animal representó casi el 40% (158.381 millones de €) de la producción agrícola total, lo que pone de relieve la relevancia socioeconómica del sector abordado en el proyecto.

La cría de cerdos representó la tercera parte (35%) del valor de la producción animal europea (96,750 millones de €). La ganadería tiene un papel destacado en las economías de las regiones involucradas en el proyecto. En 2016, España representó el 10,3% de la producción animal de la UE-28 a precios básicos (explotaciones de ganado porcino, avícola y lechero), respectivamente (Eurostat, 2016).

Las actividades ganaderas en Europa generan 1.400 millones de toneladas de estiércol (Foged *et al.*, 2011) distribuidas de manera desigual. La distribución espacial de la cabaña ganadera (Figuras 3-5), apunta a las regiones donde los esfuerzos para mejorar el manejo del estiércol deberían concentrarse. Las áreas con mayor densidad son Bélgica-Países Bajos-Norte de Alemania-Dinamarca; Noroeste de Francia; Nordeste de España; Norte de Italia; Irlanda-Oeste del Reino Unido; y Polonia Central (Albiac, 2015 LIFE + MANEV). Las entradas totales de nitrógeno van desde 50 kg N hasta más de 300 kg N por hectárea y año en regiones con sistemas ganaderos intensivos en Bélgica, Francia, Alemania, Irlanda, Italia, España y los Países Bajos (Velthof *et al.*, 2009).

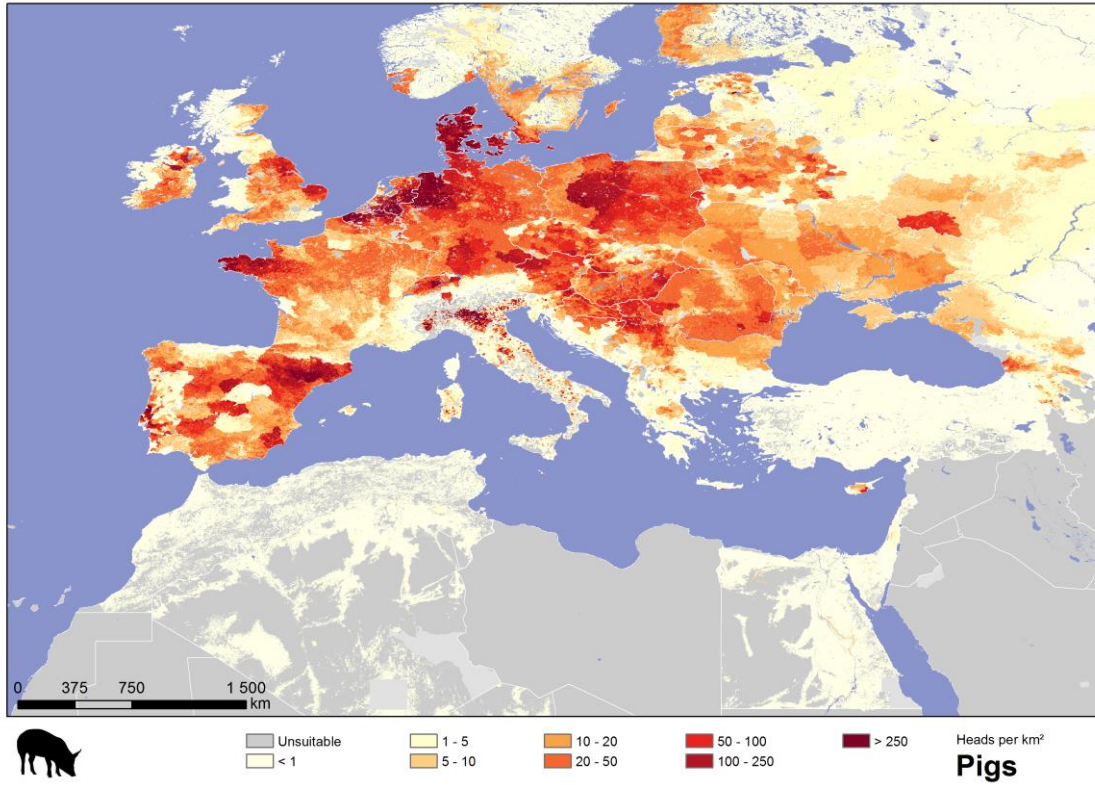


Figura 3. Distribución de las plazas de porcino en Europa. Fuente: Robinson et al., 2014.

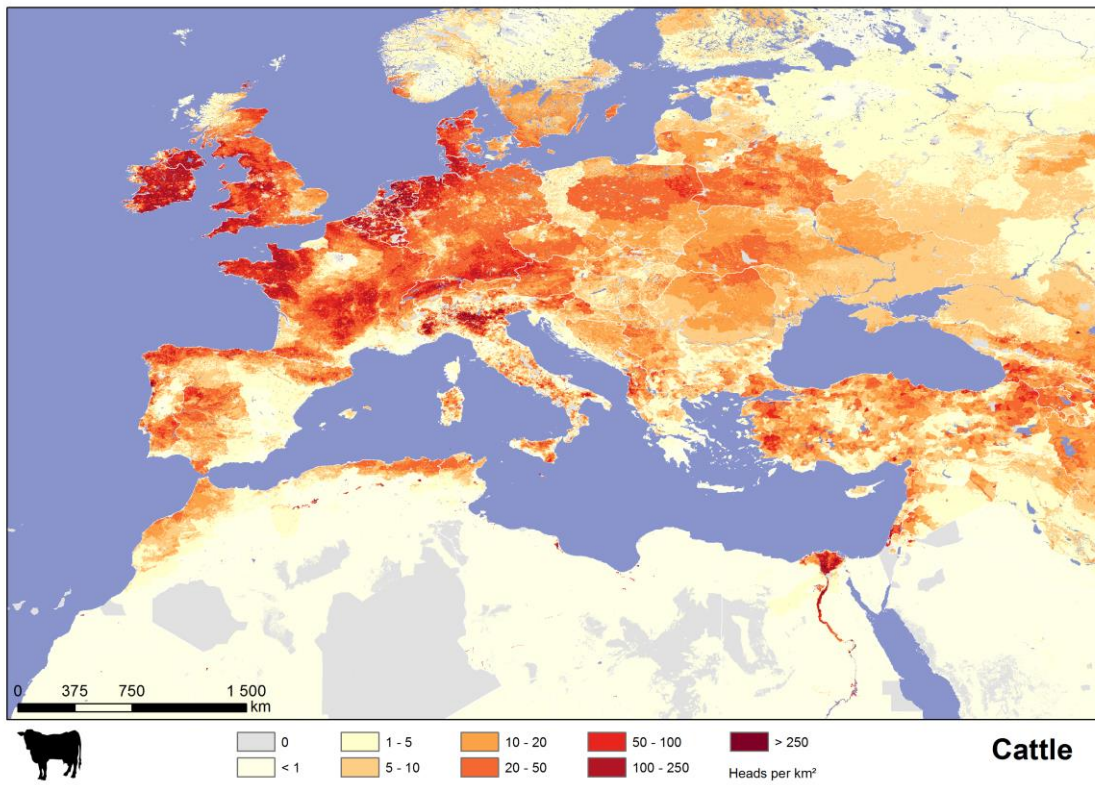


Figura 4. Distribución de las plazas de bovino en Europa. Fuente: Robinson et al., 2014.

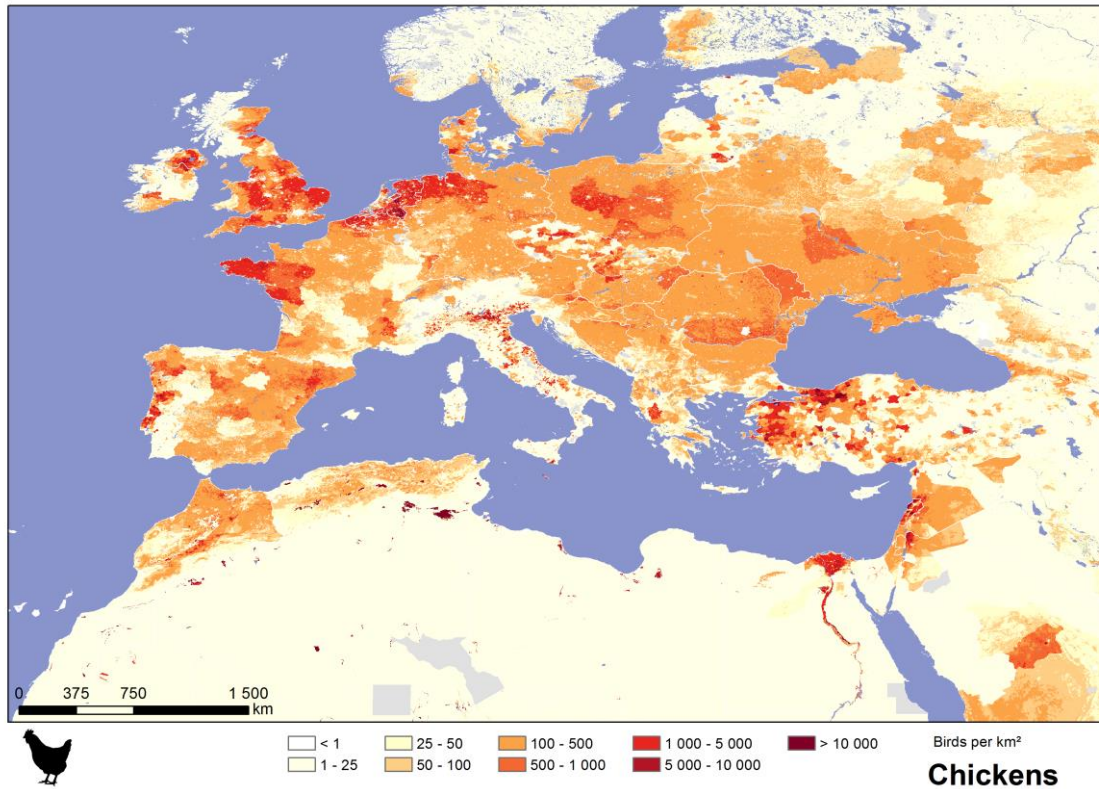


Figura 5. Distribución de las plazas de avícola en Europa. Fuente: Robinson et al., 2014.

La población mundial de cerdos está concentrada geográficamente en determinadas zonas. El 95% de la producción tiene lugar en tres regiones, esto es, Asia oriental, Europa y las Américas. Esta concentración geográfica cerca de las zonas de consumo se ha mantenido a lo largo del tiempo a través de la importación de cantidades crecientes de piensos (FAO, 2013).

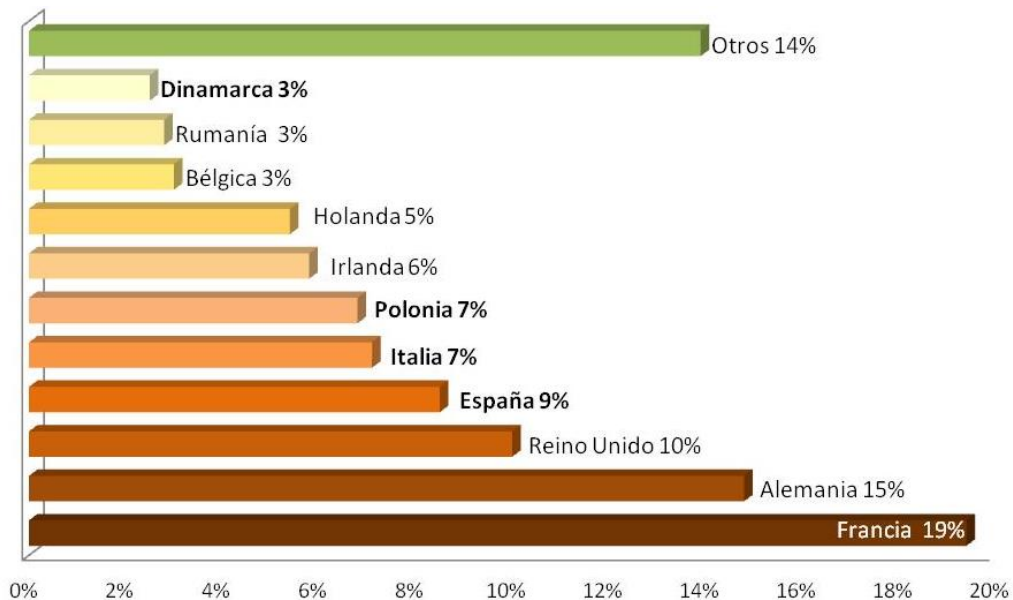


Figura 6. Estiércol producido en EU-28. Fuente: Foged et al., 2011.

España es el principal productor en ganadería porcina de Europa. El incremento del censo en los últimos 5 años ha sido del 15%, siguiendo una tendencia alcista, contraria a la de otros países como Alemania, Francia, Italia u Holanda (Figuras 7-9).

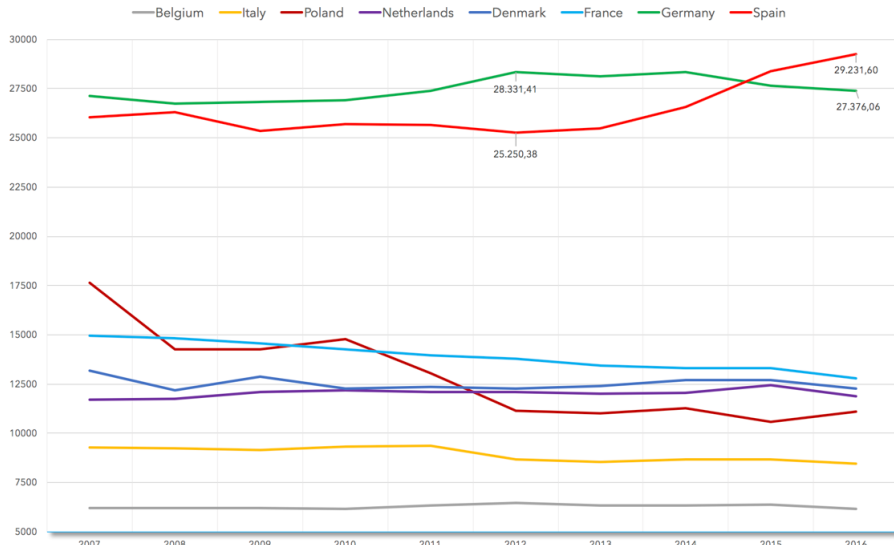


Figura 7. Evolución del censo ganadero porcino en Europa (miles de cabezas). Fuente: Eurostat. Datos 12/05/2017. Elaboración propia.

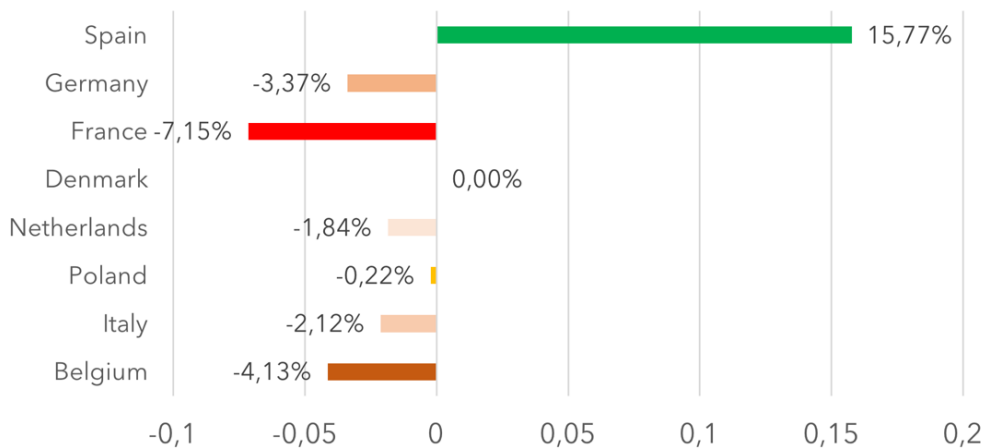


Figura 8. Evolución del censo ganadero porcino en Europa 2012-2016. Fuente: Eurostat. Datos 12/05/2017. Elaboración propia.

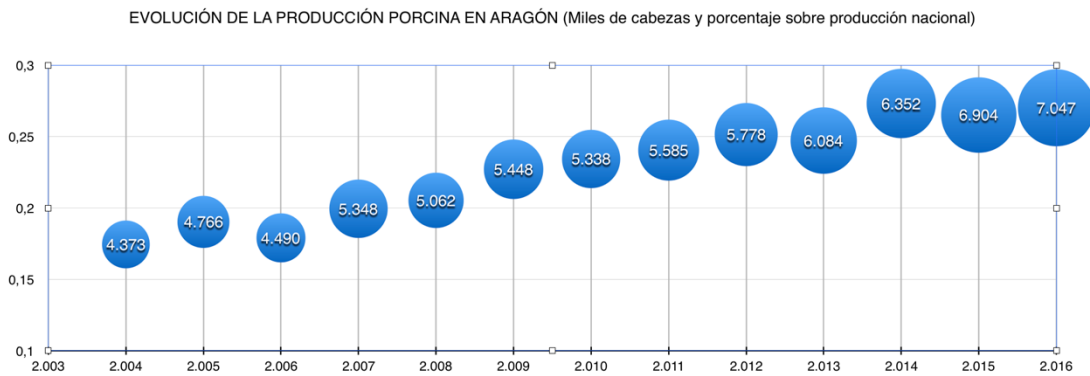


Figura 9. Evolución de la producción porcina en Aragón (miles de cabeza y % sobre producción nacional). Elaboración propia.

Fuente: MAPAMA (12/05/2016).

Esta misma tendencia en la producción porcina se está consolidando en **Aragón**, con un censo que supera los 7 millones de cabezas y que representa el 27% de la producción nacional.

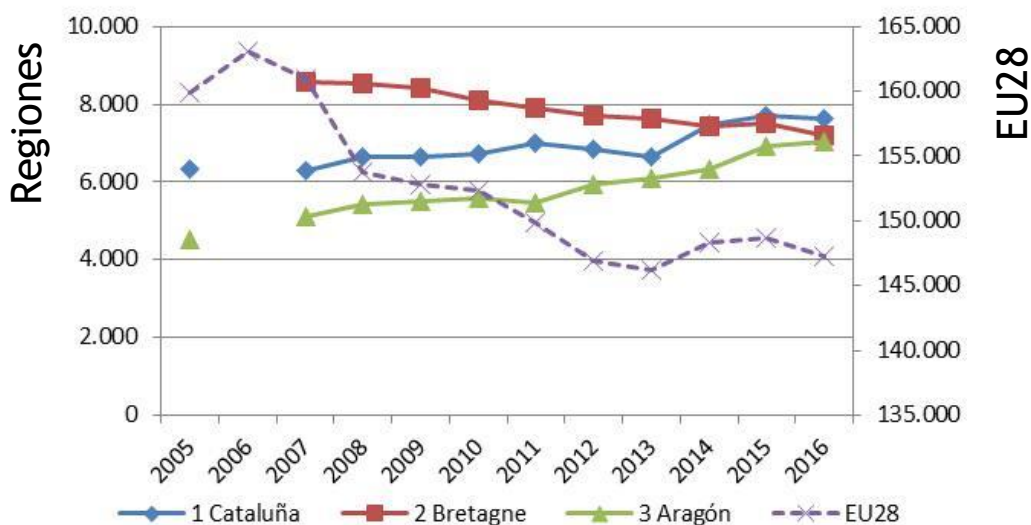


Figura 10. Evolución del censo porcino en las regiones de mayor producción de Europa. Fuente: Eurostat 2016. Elaboración propia.

El sector primario es el sector económico más importante de Aragón, y la producción porcina está por delante. Se consolida como el mayor agregado de todo el sector agrícola de la región, produciendo casi el 4% del PIB y contribuyendo ampliamente al desarrollo económico del entorno rural en una de las regiones menos pobladas de Europa. Ayuda a fijar la población en las zonas rurales demandando más de 10.000 puestos de trabajo y estimular sus economías.

Aragón es una Comunidad Autónoma históricamente productora de porcino, según EUROSTAT, en el año 2016 Aragón es la segunda región española en censo porcino con el 20.6%, sólo por detrás de Cataluña con el 25.5%. El crecimiento experimentado por ambas regiones en los últimos años ha propiciado que España sea el primer país productor de porcino de la UE-28 con el 19.8% del censo, superando a Alemania (18.5%). Extrapolando Aragón como región dentro de la UE, aportaría un censo del 4.8%; solo hay cinco países con mayor censo que Aragón dentro de la Unión Europea: Alemania, Francia, Dinamarca, Polonia e Italia.

Por esta razón, el análisis de los efectos medioambientales que produce el manejo del purín producido adquiere mayor importancia. Es importante y necesario llevar a cabo un análisis específico atendiendo a las características locales de cada zona de la región, a las opciones y potenciales de mitigación de la emisión de los GEI asociados a la gestión de estiércoles y las interacciones positivas o negativas entre los distintos efectos contaminantes.

Si se comparan censos desde 2008 a 2016, se observa que el sector porcino se ha incrementado en las zonas de mayor carga ganadera. Lérida con un aumento del 27% del censo y Huesca con el 45% siguen estando a la cabeza; Zaragoza ha experimentado un aumento del 21% y Teruel del 8%.

En el caso de las Cerdas Reproductoras, se observa una tendencia a la baja hasta el año 2013, año de aplicación de la normativa sobre bienestar animal para todas las explotaciones porcinas existentes, que obligó a afrontar unas reformas estructurales en un momento de grave crisis financiera. Un paso atrás para tomar impulso, ya que el sector aprovechó estas reformas para modernizar sus explotaciones y en muchos casos ampliar las capacidades. Fue a partir de esa fecha cuando el censo empezó a incrementarse.

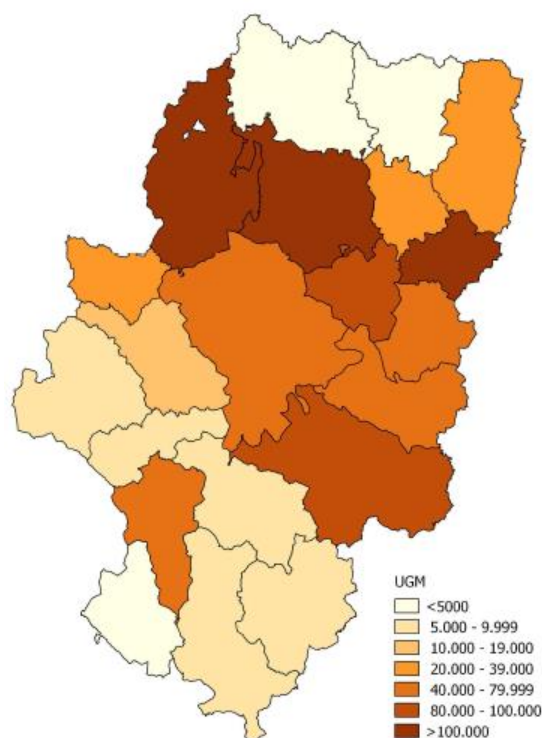


Figura 11. Distribución del censo porcino en Aragón por comarcas 2017.

Lejos de creer que el sector porcino en Aragón había tocado techo, la tendencia nos indica que para el año 2018 habrá un incremento de plazas tanto de Reproductoras como de Cebaderos.

En el caso del porcino de cebo se observa como desde 2014 hasta 2017, el censo se ha incrementado un 25%. Censo ya de por si elevado, cuya concentración se está dando principalmente en zonas con alta carga ganadera.

En 2017 las explotaciones de cerdas reproductoras ascienden a 628, con un censo de 502.118 plazas de reproductoras y 272.876 plazas de cebo. En el caso de los cebaderos hay 3.256 explotaciones y 6.565.801 plazas.

La estructura del sector porcino en Aragón se caracteriza por granjas grandes y altamente tecnificadas, tanto de reproductoras como de cebaderos.

En el caso de explotaciones de cerdas reproductoras, las explotaciones entre 400 y 999 plazas representan el 38.5% de las explotaciones y el 30.5% de las plazas totales, y las de más de 1.000 plazas representan el 24.7 % de las explotaciones y el 60.9% de las plazas.

En cebaderos cabe diferenciar las distintas tipologías, 3.036 cebaderos propiamente dichos, 5 centros de cuarentena, 11 centros de inseminación artificial, 104 explotaciones de recría de reproductores y 100 explotaciones de transición de lechones. En el caso de los cebaderos, las granjas con más de 1.000 plazas representan el 77% de las explotaciones y el 92% de las plazas totales.

3. Emisiones asociadas a los distintos tipos de ganadería

Para los climatólogos, el CH₄, el N₂O y el CO₂ son GEI liberados a la atmósfera. Sin embargo, para los productores ganaderos, estas emisiones son pérdidas de energía, nutrientes y materia orgánica del suelo. Sus emisiones a menudo reflejan la falta de eficacia en el uso de los insumos y recursos iniciales. Estas pérdidas merman la eficacia y, a menudo, la viabilidad económica de las cadenas de suministros (Gerber *et al.*, 2013 (FAO)).

El **metano (CH₄)** tiene un importante potencial de calentamiento global, 25 veces mayor que el CO₂ (IPCC AR4, Foster et al., 2007) y una corta vida atmosférica por lo que las reducciones en las emisiones de CH₄ producen beneficios climáticos rápidamente (Dlugokencky et al., 2011). Aunque se cree que las emisiones mundiales de metano están entre 500 y 600 Tg CH₄/año, es necesario mejorar la comprensión de las emisiones a nivel nacional, regional y sectorial (Dlugokencky et al., 2011). Las principales fuentes de CH₄ en el sector ganadero son la fermentación entérica por parte de los rumiantes y el manejo del estiércol de todos los animales vivos, especialmente cuando se maneja el estiércol líquido (VanderZaag et al., 2014).

Las **emisiones de N₂O**, ya sean directas o indirectas por pérdidas de NH₃, son formas de pérdida de nitrógeno. El nitrógeno es un macronutriente de las plantas, que es fundamental para mejorar el rendimiento. Suministrar nitrógeno reactivo a las plantas (en forma de estiércol o de fertilizante inorgánico) y conservar el nitrógeno en los suelos mediante prácticas agronómicas representa un gasto considerable para los productores. Además, implican niveles elevados de consumo de combustible fósil. *A nivel global, las emisiones de N₂O provenientes del almacenamiento y la elaboración del estiércol, y de su aplicación a los cultivos y pastizales, representan cerca de 3 millones de toneladas de nitrógeno. Esta cantidad es aproximadamente el 15% del uso de fertilizante nitrogenado que se puede atribuir a la producción de piensos (cultivos y pastizales) para el sector ganadero* (Gerber, 2013; FAO, 2006).

Otras pérdidas adicionales importantes de nitrógeno tienen lugar en forma de emisiones de NH₃ y NO_x a la atmósfera, y de lixiviación de formas solubles de nitrógeno en las aguas subterráneas. Aunque no contribuyen al cambio climático, estas emisiones plantean otros problemas ambientales, como la acidificación y eutrofización de los hábitats naturales.

Aproximadamente el 94% de las emisiones europeas de NH₃ proceden de la agricultura, principalmente del manejo del estiércol y el uso de fertilizantes (EEA, 2016). Estas emisiones contribuyen a la acidificación y la eutrofización de los ecosistemas (Bobbink et al., 2010; Erismann et al., 2011; Sutton et al., 2011). Por este motivo, la Directiva de Techo de Emisiones de Nitrógeno, establece límites superiores para las emisiones nacionales de NH₃ en Europa (CE, 2001). Cada país debe informar una estimación de la emisión anual. Además, se han introducido medidas obligatorias y voluntarias para reducir las emisiones en las granjas, en el almacenamiento de estiércol y en la aplicación de estiércol a las tierras agrícolas (Huijsman et al., 2018).

Un informe sobre la Directiva de Techos de Emisiones Nacionales en el 2015 (EEA, 2015) señaló que España es uno de los seis Estados miembros que superaron sus límites máximos de emisión de NH₃ en 2014. Es uno de los tres mayores emisores y tuvo el mayor aumento de emisiones de amoníaco en Europa entre 1990 y 2011, siendo el tercer productor europeo de productos agrícolas (Sanz-Cobena et al., 2014). Una de las principales razones, es el aumento del número de instalaciones porcinas o avícolas, sin la implementación de medidas o tecnologías para reducir las emisiones (EEA, 2016).

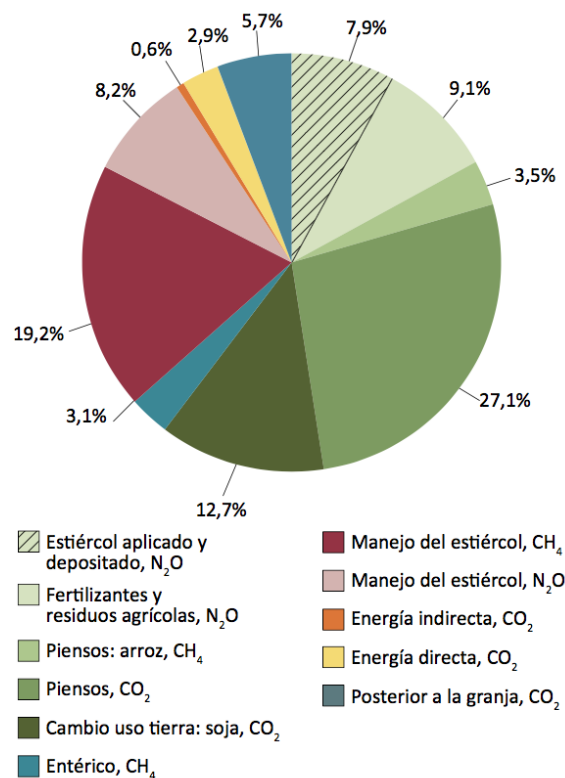
La identificación de medidas prácticas para reducir las emisiones de GEI y NH₃ es especialmente necesario en la situación actual en la que el censo animal aumenta sucesivamente en España en contraposición con los techos nacionales de emisión que cada vez son más restrictivos, así como cuando se necesita una reducción adicional de la emisión de NH₃ a una escala más regional, como por ejemplo cerca de áreas de reserva natural susceptibles a la deposición de N (CE, 2016).

Por otro lado, se debe tener en cuenta también las emisiones de materia particulada como consecuencia directa de las emisiones de amoníaco. El NH₃ es un precursor de materia particulada "secundaria" que puede afectar la salud humana con efectos sobre los sistemas respiratorio y cardiovascular (AMEC, 2014). Un estudio epidemiológico basado en el impacto de la materia particulada (PM_{2.5}) en la salud humana estima que, en Europa, cada año 500,000

muerres prematuras pueden ser atribuibles a este agente. En el este de EE. UU., Europa, Rusia y el este de Asia, las emisiones agrícolas hacen la mayor contribución relativa a PM2.5. Además, las proyecciones del modelo basadas en un escenario de emisiones sin cambios indican que la contribución de la contaminación del aire exterior a la mortalidad prematura podría duplicarse para 2050 (Lelieveld *et al.*, 2015).

A continuación, se extrae del informe “*Enfrentando el cambio climático a través de la ganadería – Una evaluación global de las emisiones y oportunidades de mitigación*”, elaborado por la FAO en 2013 las principales conclusiones relacionadas con cada una de los tres tipos de ganadería predominantes: porcino, bovino y avícola.

PORCINO. Las intensidades de emisiones en las cinco principales regiones productoras a nivel mundial, entre las que se encuentra Europa, varían entre 4,6 y 7,1 kilogramo de CO₂ eq. por kilogramo de peso en canal. Las diferencias regionales se explican en su mayor parte por la variación del material para piensos en la ración, la productividad de los animales y el clima. La producción del pienso y el manejo del estiércol son las principales fuentes de emisión (Gerber *et al.*, 2013).



Fuente: GLEAM.

Figura 12. Emisiones globales de las cadenas de suministro de cerdos, por categorías de emisiones. Fuente: Gerber, 2013 (FAO).

A nivel mundial, se estima que la producción de cerdos produce el 9% de las emisiones del sector pecuario.

La producción de las materias primas para la elaboración del pienso genera el 60% de las emisiones y el manejo del estiércol alcanza el 27% de las emisiones (Figura 12).

Las emisiones derivadas del manejo del estiércol se asocian principalmente al almacenamiento y al procesado, la mayor parte corresponden a emisiones de CH₄ (19%) y el resto corresponden a N₂O (8%).

BOVINO. Las emisiones de GEI procedentes del ganado vacuno representan cerca del 65% de las emisiones del sector pecuario (4,6 Gt CO₂-eq), lo que hace del ganado vacuno el principal productor de emisiones del sector. La producción de carne de vacuno contribuye con 2,9 Gt o el 41% del total de las emisiones del sector, mientras que las emisiones procedentes de la cabaña de producción de leche ascienden a 1,4 Gt o el 20% del total de las emisiones del sector.

La intensidad media de las emisiones es de 2,8 kg CO₂-eq./kg. de leche con contenido normalizado de materia grasa y proteína (LNGP) para la leche, y de 46,2 kg de CO₂ eq./kg de peso en canal para la carne.

La fermentación entérica es la fuente principal de emisiones provenientes del ganado vacuno. Las emisiones de esta fuente representan el 46% y el 43% del total de las emisiones en las cadenas de suministros de lácteos y carne de vacuno respectivamente.

Las emisiones relacionadas con los piensos, incluidas las emisiones procedentes del manejo de pastizales, son la segunda categoría más importante de emisiones, y contribuyen con cerca del 36% de las emisiones derivadas de la producción de leche y carne. En esta categoría, predominan las emisiones de N₂O procedentes en su mayor parte de la fertilización de los piensos. Cuando se añaden las emisiones derivadas de la expansión de los pastizales, las emisiones derivadas de la producción de los piensos representan más de la mitad de las emisiones de los sistemas de carne de vacuno especializada; los sistemas lecheros generalmente no están asociados a la expansión de pastizales (FAO, 2013).

AVÍCOLA. A nivel mundial, las cadenas de suministro de pollos representan el 8% de las emisiones del sector. La principal fuente de emisiones es la producción de piensos (fertilización, uso de maquinaria y transporte) que contribuye con cerca del 57% de las emisiones de la cadena de suministro de pollos y huevos, con un 21,1% adicional vinculado a la expansión del cultivo de soja en el caso de la carne, y otro 12,7% en el caso de los huevos.

Las emisiones derivadas de la gestión del estiércol representan el 20% de las emisiones en el caso de las gallinas ponedoras, pero sólo el 6% en el caso de los pollos de engorde. Esta diferencia se debe a los diversos sistemas utilizados en el manejo del estiércol; la mayor parte del generado en la producción de carne se maneja en condiciones secas y aerobias, mientras que en la producción de gallinas se maneja a menudo sistemas líquidos con almacenamiento prolongado en fosas.

Las emisiones debidas al consumo de energía, incluida la energía directa, el CO₂ relacionado con los piensos y el CO₂ procedente de las operaciones posteriores a la granja, representan entre el 35% - 40% de las emisiones totales.

La Dirección General de Medio Ambiente de la CE en su publicación de Noviembre de 2017 (nº 64) destacaba el siguiente artículo:

El sector agrícola debe reducir las emisiones y ayudar a combatir la contaminación atmosférica

La calidad del aire en Europa ha mejorado, pero se requieren más avances para reducir las emisiones de amoníaco, el 95 % de las cuales proceden del sector agrícola. Con el fin de cumplir los objetivos establecidos por la nueva Directiva sobre techos nacionales de emisión, el sector agrícola y, en especial, en las grandes granjas industriales, se deben utilizar métodos rentables y demostrados para reducir sus emisiones de amoníaco.

Los esfuerzos por conseguir un aire más limpio son una de las principales preocupaciones de la política medioambiental de la Unión Europea (UE) desde finales de la década de 1970. Durante las tres últimas, se ha conseguido reducir las emisiones de contaminantes atmosféricos y mejorar la calidad del aire en toda Europa. Pero las emisiones del sector agrícola, que representan el 95 % de todo el amoníaco generado en la UE, son las que menos han disminuido.

A pesar de que el público en general desconoce sus efectos, existen pruebas fehacientes de que este compuesto supone un grave riesgo para la salud. El amoníaco favorece la formación de partículas secundarias, que pueden provocar o agravar las enfermedades cardiovasculares y pulmonares, tales como infarto de miocardio, arritmias o cáncer. Además, las partículas pueden afectar al sistema nervioso central y al aparato reproductor.

Cuando los niveles de contaminación atmosférica se dispararon en París en la primavera de 2014, aproximadamente el 62 % de las partículas finas del aire eran derivados del amoníaco, según el centro nacional de investigaciones científicas francés (CNRS). Las emisiones de amoníaco son también la principal razón de la eutrofización de lagos, ríos y océanos.

Impulso político *El sector agrícola tendrá que hacer un gran esfuerzo para cumplir los compromisos de reducción de amoníaco establecidos en la nueva legislación sobre reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos (la Directiva TNE), que entró en vigor a finales de 2016. Las medidas para reducir estas emisiones —entre ellas inversiones en baja tecnología y cambios en las prácticas agrícolas— se dirigen principalmente a los grandes grupos industriales, que son responsables del 80% del amoníaco liberado a la atmósfera.*

Los Estados miembros disponen hasta el 30 de junio de 2018 para transponer estas normas a sus legislaciones nacionales. Además, en 2019 deberán haber elaborado nuevos programas nacionales de control de la contaminación atmosférica. Con la meta de alcanzar los objetivos acordados para 2020 y 2030, en estos programas deberán contemplarse las medidas dirigidas a reducir las emisiones de los cinco principales contaminantes del aire: partículas finas (PM_{2,5}), dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos volátiles distintos del metano y amoníaco.

Además del impulso político, las emisiones del sector agrícola serán uno de los temas centrales del Clean Air Forum, que se celebrará en París los días 16 y 17 de noviembre. Otro gesto de que ya es hora de que el sector agrícola se sume a la lucha contra la contaminación atmosférica en Europa.

4. Emisiones de GEI asociadas a la generación y manejo del estiércol en Aragón.

De acuerdo con los datos publicados por el Gobierno de Aragón en abril del 2017 sobre las emisiones de gases de efecto invernadero producidas por sectores en el año 2015 (datos más recientes publicados), la gestión del estiércol y la fermentación entérica de la cabaña ganadera suponen en Aragón un 15,2% del total de emisiones, a consecuencia de las emisiones de metano. Los suelos agrícolas también tienen una contribución destacada con el 6,1%, debido a las emisiones de N₂O de los fertilizantes (Gobierno de Aragón, Estrategia Aragonesa de Cambio Climático).

En la figura 13 se aprecia la importante contribución del sector agroganadero, especialmente la ganadería en Aragón.

La contribución de las emisiones que se producen en Aragón al conjunto nacional es mayor que la media del resto de sectores en el caso de los sectores agrícola y ganadero, duplicando estos el valor medio nacional. Ello se corresponde con el modelo productivo de Aragón, con una importante presencia del sector agrario (Gobierno de Aragón, Estrategia Aragonesa de Cambio Climático). Además, la tendencia alcista se evidencia al comprobar que el sector agrícola y ganadero representaba en 1990 el 15,5% de las emisiones de GEI de Aragón y en el

2015 representó el 21,3%, perteneciendo estas emisiones al denominado sector difuso o fuera del régimen de comercio de emisiones (no regulado).

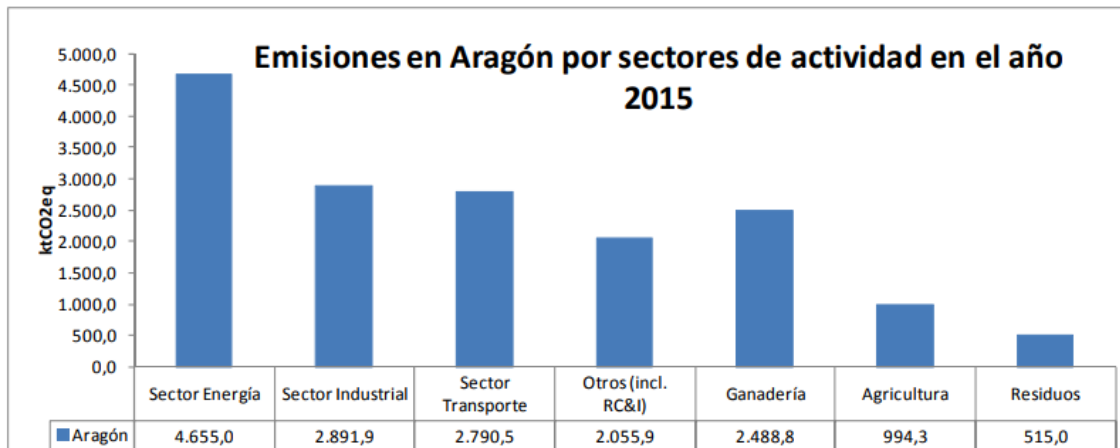


Figura 13. Emisiones en Aragón por sectores de actividad en el año 2015 (Estrategia Aragonesa de Cambio Climático y Energías Limpias. Evolución 1990 -2015. Las emisiones de Gases de Efecto Invernadero en Aragón).

En el marco de la categoría de actividad de la agricultura, la gestión de estiércoles produjo unas emisiones en 2015 de 1.749 kt CO₂eq, que representa el 50% del total de las emisiones de esta categoría. En 1990 representaba el 33% de las emisiones de GEI de la agricultura, lo que implica que en 25 años se ha producido un **incremento de emisiones derivadas de la gestión de estiércoles del 123%** (Figura 14-15. Fuente IAE 2017).

Información estadística de Aragón
Medio Ambiente y Energía
Cambio climático / Emisiones a la atmósfera / Principales indicadores

Emisiones de Gases de Efecto Invernadero a la atmósfera por categorías de actividad. Aragón. Años 1990, 2000, 2010-2015.

Unidad: Kilotoneladas de CO₂ equivalente (1).

	1990	2000	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Cambio en valor absoluto 1990-2015	Cambio 1990-2015 en %
Total de emisiones (2)	15.223,57	19.570,61	16.117,24	19.315,43	17.322,18	15.452,01	16.524,10	16.415,63	1.192,06	7,83
Agricultura	2.356,62	3.402,05	2.957,82	3.165,88	3.046,36	3.257,48	3.430,55	3.483,17	1.126,54	47,80
A. Fermentación entrérica	718,02	925,02	697,43	738,73	685,12	725,17	760,96	739,59	21,57	3,00
B. Gestión de estiércoles	783,28	1.401,53	1.340,93	1.475,13	1.561,03	1.567,27	1.662,20	1.749,25	965,97	123,31
C. Cultivo de arroz	24,69	69,75	68,78	68,02	32,82	38,66	33,42	33,42	8,73	35,38
D. Suelos agrícolas	721,36	944,28	811,71	789,02	737,76	874,10	926,45	920,56	199,20	27,61
E. Quemadas planificadas de sobanos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-
F. Quemada en el campo de residuos agrícolas	74,83	16,69	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-74,83	-100,00
G. Emisiones calizas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-
H. Fertilización con urea	34,44	44,17	38,98	34,99	31,02	39,28	47,52	40,34	5,90	17,13
Procesado de la energía	12.059,56	14.838,48	11.478,97	14.363,09	12.525,59	10.538,53	11.445,87	11.440,72	-618,85	-5,13
A. Actividades de combustión	12.006,22	14.805,41	11.455,30	14.340,14	12.502,90	10.515,88	11.422,98	11.416,78	-889,47	-4,91
1. Industrias del Sector Energético	6.906,85	7.948,98	3.901,91	6.922,90	5.467,99	3.698,28	4.894,55	4.655,04	-2.251,81	-32,60
2. Industrias manufactureras y de la construcción	1.736,23	2.266,15	2.304,44	2.270,93	2.232,54	2.062,15	1.816,38	1.915,23	179,00	10,31
3. Transporte	2.066,88	2.840,70	3.084,87	3.002,84	2.726,91	2.762,04	2.753,38	2.795,54	723,65	35,01
4. Otros Sectores	1.294,93	1.747,57	2.161,21	2.139,72	2.073,01	2.001,35	1.956,03	2.054,61	759,68	58,67
5. Otros	1,32	2,01	2,88	3,75	2,45	2,06	2,64	1,34	0,01	0,92
B. Emisiones fugitivas de los combustibles	53,34	33,07	23,67	22,94	22,69	22,65	22,89	23,96	-29,38	-55,08
1. Combustibles sólidos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-
2. Petróleo y gas natural	53,34	33,07	23,67	22,94	22,69	22,65	22,89	23,96	-29,38	-55,08
Procesos Industriales	526,10	938,17	1.159,23	1.322,16	1.223,81	1.128,09	1.134,64	976,72	450,61	85,65
A. Productos Minerales	382,01	612,70	490,36	615,83	525,75	465,20	493,54	539,81	157,80	41,31
B. Industria química	27,32	15,34	19,86	25,19	21,13	20,13	18,79	15,21	-12,12	-44,35
C. Producción metalúrgica	64,30	125,95	129,10	138,55	133,56	129,74	127,67	117,02	52,72	82,00
D. Productos no energéticos y uso de disolventes	37,66	51,24	39,42	37,66	35,08	30,60	29,96	29,56	-8,10	-21,50
E. Industria electrónica	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-
F. Uso de sustitutos de los GEIs	0,00	106,07	451,79	478,48	486,01	462,88	445,24	257,55	257,55	-
G. Producción y uso de otros productos	14,82	26,87	28,70	26,45	22,28	19,54	19,44	17,57	2,75	18,59
H. Otros	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-
Tratamiento y eliminación de residuos	281,28	391,92	521,32	524,30	524,42	527,91	513,04	515,03	233,75	83,10
A. Depósito en vertederos	139,34	261,72	359,78	401,38	402,48	401,56	389,94	389,73	250,39	179,69
B. Tratamiento biológico de residuos sólidos	0,00	0,00	13,67	15,16	15,78	21,54	17,17	17,17	17,17	-
C. Incineración de residuos	28,34	24,55	21,23	21,02	21,18	21,05	20,88	20,88	-7,46	-26,32
D. Tratamiento de aguas residuales	111,42	105,23	86,62	86,72	84,95	83,75	85,03	87,22	-24,20	-21,72
E. Otros	2,17	0,41	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	-2,15	-99,01

(1) Las cifras de emisiones expresadas en términos de CO₂-equivalente, han sido calculadas según los potenciales de calentamiento atmosférico del 4º informe de evaluación del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC).

(2) Se consideran emisiones totales o brutas, ya que se ha excluido la contabilidad del sumidero (captaciones menos emisiones) del Grupo Uso del Suelo y Cambios de Uso del Suelo (LULUCF en la terminología internacional).

Publicación: © Instituto Aragonés de Estadística (IAEST), mayo de 2017.

Fuente: Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero. Edición 1990-2014. Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente y Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad del Gobierno de Aragón.

Figura 14. Emisiones de GEI por categorías de actividad (IAE, 2017).

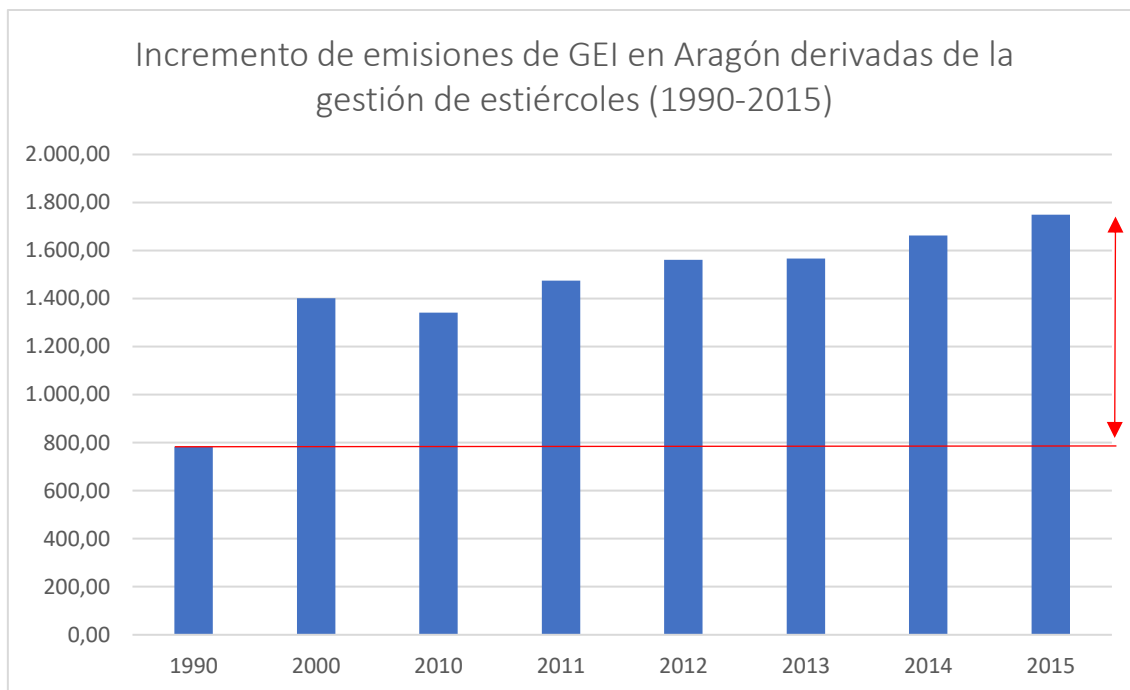


Figura 15. Incremento de las emisiones de GEI derivadas de la gestión de estiércoles en Aragón (1990-2015). Fuente IAE, 2017.

Para poder llevar a cabo una estimación de las emisiones de GEI derivadas de la gestión de estiércoles en Aragón con el censo de 2016 se han utilizado dos métodos de cálculo diferentes con el objetivo de obtener al menos dos datos comparativos a partir de fuentes oficiales que permitan valorar la validez de los resultados obtenidos:

Método 1. Se ha utilizado la metodología de cálculo definida y aprobada por la Oficina de Cambio Climático para la elaboración de Proyectos Clima (*Metodología para los proyectos de tratamiento de residuos orgánicos ricos en nitrógeno*). La base de cálculo de esta metodología se describe en el Documento de Apoyo en los documentos disponibles en página web del MAPAMA (<http://www.mapama.gob.es/es/cambio-climatico/temas/fondo-carbono/metodologias.aspx>).

Los cálculos se han realizado utilizando la plantilla facilitada por el Ministerio en la misma web.

En este caso, para implementar la metodología se ha partido de las plazas de bovino y porcino registradas en Eurostat para el año 2016 en Aragón, que siguen una clasificación de categorías por especie similar a la de la metodología del Ministerio. La estimación de la producción de purín se ha realizado utilizando los factores de producción por plaza y año reflejados en el Anexo I del, posteriormente revisado y modificado, REAL DECRETO 324/2000, de 3 de marzo, por el que se establecen normas básicas de ordenación de las explotaciones porcinas, por tratarse del único documento oficial consultado en el que se recoge esta información.

De acuerdo a los datos extraídos de estas fuentes, los aproximadamente 7 millones de plazas de porcino de Aragón en 2016 habrían producido más de **12,4 millones de toneladas de purín porcino en Aragón lo que supondría** aproximadamente 101.327 toneladas de nitrógeno. En el caso del ganado bovino, la producción habría sido de aproximadamente 18.000 toneladas de nitrógeno durante ese año. Sólo teniendo en cuenta el censo ganadero de las especies de

porcino y bovino, el nitrógeno disponible anualmente como fertilizante orgánico estaría próximo a **120.000 toneladas de nitrógeno**.

Tabla 1. Equivalencias en UGM de los distintos tipos de ganado porcino y el contenido en nitrógeno de sus estiércoles al inicio del período de almacenamiento.

Tipo de ganado (plaza)	Estiércol líquido y semilíquido (m3/año)	Contenido en nitrógeno (kg/plaza/año)	Equivalencia en UGM
Cerda en ciclo cerrado (incluye la madre y su descendencia hasta la finalización del cebo)	17,75	57,6	0,96
Cerda con lechones hasta destete (de 0 a 6 kg)	5,10	15	0,25
Cerda con lechones hasta 20 kg	6,12	18	0,3
Cerda de reposición	2,5	8,5	0,14
Lechones de 6 a 20 kg	0,41	1,19	0,02
Cerdo de 20 a 50 kg	1,8	6	0,1
Cerdo de 50 a 100 kgs	2,5	8,5	0,14
Cerdo de cebo de 20 a 100 kgs	2,15	7,25	0,12
Verracos	6,12	18	0,3

Al aplicar la metodología de cálculo de emisiones de los Proyectos Clima diseñada para proyectos de tratamiento de residuos orgánicos ricos en nitrógeno, estas cifras se traducen en las emisiones estimadas y recogidas en las tablas 2 y 3. Se ha considerado una gestión exclusivamente agrícola del estiércol.

Tabla 2. Estimación de emisiones en Aragón a partir de los datos de plazas de ganado porcino de Eurostat 2016 y la metodología de cálculo de los Proyectos Clima para los proyectos de tratamiento de residuos orgánicos ricos en nitrógeno.

Contaminante (kg/año)	Emisiones 2016 - porcino		
	Gestión en granja	Aplicación al campo	
Metano (CH ₄) – kg CH ₄ /año	24.394,20		
Óxido nitroso directas (N ₂ O) – t N ₂ O/año	318,46	1.234,21	
Óxido nitroso indirectas (N ₂ O) – t N ₂ O/año		1.180,63	
Óxidos de nitrógeno - t NO _x /año		777,00	
Emisiones de GEI – t CO ₂ eq./año	95.509,83	719.623,87	815.133,70
Amoniaco (NH ₃) - t NH ₃ -N/año	22.287,89	15.767,29	

Tabla 3. Estimación de emisiones en Aragón a partir de los datos de plazas de ganado bovino de Eurostat 2016 y la metodología de cálculo de los Proyectos Clima para los proyectos de tratamiento de residuos orgánicos ricos en nitrógeno.

Contaminante (kg/año)	Emisiones 2016 - bovino		
	Gestión en granja	Aplicación al campo	
Metano (CH ₄) – kg CH ₄ /año	4.411.843,24		
Óxido nitroso directas (N ₂ O) – t N ₂ O/año	54,71	241,54	
Óxido nitroso indirectas (N ₂ O) – t N ₂ O/año		231,06	
Óxidos de nitrógeno - t NO _x /año		152,00	
Emisiones de GEI – t CO ₂ eq./año	135.916,46	140.833,95	276.750,41
Amoniaco (NH ₃) - t NH ₃ -N/año	2.753,60	3.085,74	

Es importante señalar que, en esta metodología, en las estimaciones realizadas para el vacuno no se distingue entre tipo de estabulación y estiércol generado, factores que pueden modificar sensiblemente la cantidad de estiércol producido y en las emisiones derivadas de la gestión del mismo. Se han utilizado para el cálculo del estiércol producido unos factores de 18,85 m³/año de purín para vacas lecheras, 14,2 m³/año para novillas y 5,5 m³/año para terneros. Estos factores son los utilizados por la aplicación informática ECOGAN del Ministerio para el cálculo de emisiones en granja.

Método 2. La segunda metodología de cálculo utilizada se ha basado en los datos recogidos por las encuestas ganaderas elaboradas por la **Subdirección General de Estadística del Ministerio** de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente se pueden consultar los datos actualizados a mayo de 2017 del censo por provincias de porcino y bovino. La metodología de cálculo utilizada en esta ocasión es la definida para la notificación anual de emisiones de las explotaciones ganaderas con Autorización Ambiental Integrada en el registro PRTR, disponibles únicamente para las especies de porcino y avícola por tratarse de las especies ganaderas reguladas por la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de noviembre de 2010, sobre las emisiones industriales (prevención y control integrados de la contaminación). La estimación de emisiones al aire se realiza a partir de la siguiente expresión:

$$\text{Kg/año de cada contaminante} = n^{\circ} \text{ de cabezas reales} \times \text{factor de emisión correspondiente}$$

Siendo los factores de emisión proporcionados para el cálculo los que aparecen en la tabla 4.

Tabla 4. Factores de emisión por contaminante para su notificación en el registro PRTR (<http://www.prtr-es.es>)

Contaminante	Factor de emisión	
	Porcino	Avícola
Metano (CH ₄)	4,5	0,0078
Amoniaco (NH ₃)	2,5-5*	0,11-0,15**
Óxido nitroso (N ₂ O)	0,02***	0,012****

*2,5 cerdos; 5 cerdas. **0,11 pollos; 0,15 gallinas. El factor de emisión para el N₂O depende del sistema de gestión de estiércol.

*** Para sistemas de tipo líquido. **** para almacenaje sólido y seco.

Al no haber disponible en las encuestas ganaderas información sobre la especie avícola ni factores de emisión para el vacuno por no estar incluido en la Directiva DEI, se centrará la estimación en esta ocasión en la especie porcina a partir de los datos del 2017 y los factores de emisión de la tabla 4. Las emisiones generadas por los 7.006.187 animales censados en el sector porcino aragonés, de acuerdo a la información correspondiente a 2017 alcanzarían en Aragón las aproximadamente 31.528 t de CH₄ y las 140 t de N₂O. Esto equivaldría a aproximadamente a unas emisiones anuales de **829.920 t de CO₂ eq. derivadas del sector ganadero porcino**, valor similar a las 815.134 t de CO₂ eq. estimadas a partir de la metodología de cálculo de los Proyectos Clima y los datos de producción de estiércol y nitrógeno categorizados por tipo de animal según la clasificación proporcionada por esta metodología y los datos disponibles en Eurostat.

5. MTDs en la gestión del estiércol y su efecto en la reducción de emisiones de GEI

La Hoja de Ruta hacia una Europa eficiente en el uso de los recursos, promueve la innovación y la eficiencia de los recursos, creando oportunidades económicas y mejorando la seguridad del suministro a través de una gestión sostenible de los recursos ambientales, una mayor reutilización, reciclaje y sustitución de materiales y ahorro de recursos. Se persigue un uso más eficiente de los recursos naturales, más cercano a un esquema de economía circular y la reducción de la dependencia de las importaciones de recursos escasos con precios crecientes. Este último objetivo también es apoyado por el Séptimo Programa de Acción Ambiental.

Las estrategias a seguir con el objetivo de reducir las emisiones de GEI y NH₃ derivadas de la gestión del estiércol en línea con las directrices proporcionadas en el documento BREF para la cría intensiva de aves de corral o cerdos, asociada a la Directiva de Emisiones Industriales 2010/75/EU, refrendadas por la Decisión de Ejecución (UE) 2017/302 de la Comisión, así como el Código de Buenas Prácticas del UNECE, enfatizan la importancia de equilibrar los nutrientes aplicados en las parcelas agrícolas con la capacidad del suelo y los cultivos para absorberlos y evitar que se conviertan en contaminantes (AMEC, 2014. DG Medio Ambiente). El uso de técnicas apropiadas, puede proporcionar reducción en las emisiones en alojamientos y sistemas de almacenamiento, así como en la aplicación a campo. Sin embargo, las técnicas poco eficientes pueden disminuir y arruinar los esfuerzos realizados en las etapas previas de la cría de cerdos y el sistema de manejo del estiércol, trasladando las emisiones evitadas inicialmente a etapas posteriores. Es muy importante analizar el sistema de gestión desde un punto de vista global incluyendo todo el ciclo y evitando así la transferencia del potencial de emisiones de una etapa a otra de gestión.

Numerosos estudios realizados sobre la **evaluación de los impactos medioambientales** en sistemas de gestión de purín que incluyen etapas de tratamiento muestran que estos impactos se encuentran principalmente en la etapa final: **emisiones en la aplicación de los fertilizantes orgánicos** y en la **cantidad de fertilizante mineral sustituido** (Hoeve *et al.*, 2014). Por este motivo, es importante, no sólo prestar atención a las etapas intermedias de gestión del estiércol, sino también a las finales, para garantizar que no se produce un desplazamiento de los focos de emisión a lo largo de la cadena de gestión.

En las áreas saturadas de nutrientes, la planificación del manejo de nutrientes es necesaria para evitar la contaminación, que consistirá en un conjunto de acciones diseñadas para asegurar una producción adecuada de estiércol para satisfacer la demanda de productos de calidad de los suelos agrícolas (Teira-Esmatges y Flotats, 2003). Este conjunto de acciones debe incluir una limitación de las dosis, planificación de fertilización del suelo, economía y análisis de tratamiento factibles aplicables a la mejora del manejo del estiércol (Flotats *et al.*, 2009). Sin embargo, en una serie de áreas geográficas donde hay un excedente de nutrientes, se necesitan diferentes estrategias y un alto nivel de planificación. En estos casos, la aplicación de tecnologías de tratamiento de estiércol se presenta como una buena opción. Hay diferentes opciones tecnológicas para tratar estiércol; por lo tanto, la decisión, con respecto a la escala de tratamiento y la complejidad tecnológica, dependerá de aspectos tales como el tamaño de la instalación, la nivel de depuración requerido, materia orgánica (OM) y eliminación de nutrientes, la necesidad de producir energía y los costes de instalación y mantenimiento de la planta, entre otros (Petersen *et al.*, 2007). Para apoyar el proceso de toma de decisiones, es necesario unificar criterios para la evaluación de diferentes tratamientos de estiércol sistemas y esquemas de gestión (García-González *et al.*, 2015).

Las etapas principales en las cuales se suelen producir las emisiones de GEI y NH₃ son:

1. Alojamiento

2. Almacenamiento
3. Procesado o sistema de tratamiento
4. Aplicación agrícola

A la hora de elegir un sistema de gestión de estiércoles adecuado es importante estudiar las condiciones locales del lugar donde se va a implantar y seguir una serie de pasos:

1. Definir el escenario de partida

Es importante cuantificar y caracterizar el purín o estiércol sólido que va a ser necesario gestionar estimando de forma lo más precisa posible la cantidad producida y su composición.

Por otro lado, se debe conocer la superficie agrícola de la que se dispone para su gestión como fertilizante orgánico y la demanda de nutrientes de la misma, calculada a partir de los tipos de cultivo y las producciones esperadas. Por último, las condiciones climatológicas, la regulación local y los precios de los fertilizantes, electricidad, etc. serán factores a tener en cuenta y que dependerán de forma directa del lugar donde se deba llevar a cabo la gestión determinando si un sistema es económicamente viable o no en ese lugar en concreto.

2. Realizar un balance de nutrientes

Este balance tendrá en cuenta el aporte de nutrientes proporcionado por el purín disponible y la demanda de nutrientes de los cultivos que se van a fertilizar con él. Esta demanda, tal y como se ha indicado en el paso anterior, se puede estimar a través del tipo de cultivo, la producción local estimada por hectárea y un factor de corrección que permita estimar las pérdidas vinculadas al sistema de aplicación utilizado y a la eficiencia del estiércol como fertilizante orgánico según su composición y características (Eficiencia de uso de los nutrientes).

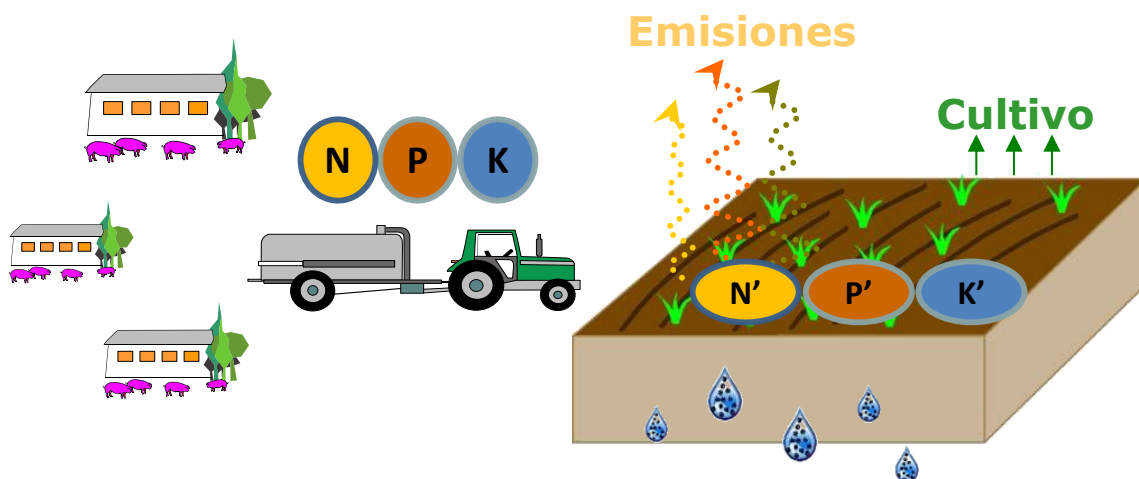


Figura 16. Balance de nutrientes en la gestión agrícola del purín en un escenario concreto.

Es importante señalar que, además de los nutrientes disponibles en el purín y la demanda de los cultivos, se debe tener en cuenta a la hora de realizar el balance, las restricciones legales para su aplicación, no superando nunca las dosis legales máximas. Siempre se aplicará el criterio más restrictivo de los tres mencionados anteriormente a la hora de realizar el balance.

3. Identificar, si las hay, las zonas de exceso de purín.

Una vez realizado el balance podremos identificar aquellas zonas en las que hay un exceso de purín, es decir, de nutrientes, debe ser gestionado por otras vías y aquellas en las que se debe

suplir parte de las necesidades de los cultivos con fertilizante sintético para cubrir todas las necesidades de los mismos a lo largo de su ciclo de vida.

4. Definir los objetivos y estrategias prioritarias

En aquellas zonas en las que haya un exceso de nutrientes se deberá seleccionar la estrategia a seguir definiendo cuales van a ser los objetivos principales a alcanzar:

1. *Facilitar el manejo y la distribución de nutrientes*
2. *Productos finales con valor añadido, estables, ricos en nutrientes y sin olores.*
3. *Reducir la carga de nutrientes - cumplimiento normativa*
4. *Valorización energética*
5. *Tratamientos terciarios*

Además, se debe analizar qué modelo de gestión puede resultar viable y más sostenible entre un **modelo individualizado por granja** o un **sistema de gestión colectiva** en aquellas zonas de elevada concentración ganadera. Los sistemas de gestión colectiva permiten:

1. Acceso a infraestructuras y tecnología
2. Economía de escala (reducción de costes)
3. Facilita el control medioambiental
4. Reduce tareas administrativas
5. Genera actividad económica en el medio rural.
6. Crea conciencia colectiva y gestión responsable

5. Evaluar alternativas de gestión a la aplicación agrícola del purín/estiércol: fortalezas y limitaciones de cada una en ese escenario concreto.

Para poder tomar una decisión, es necesario realizar un exhaustivo análisis previo y obtener una **información lo más completa posible, desde un punto de vista global y comparable** entre las diferentes opciones



Figura 17. Diferentes escenarios de gestión que pueden darse lugar en zonas de elevada carga ganadera.

Otras cuestiones que es importante plantearse:

- ¿Qué nivel de complejidad tecnológica estoy dispuesto a asumir?
- ¿Cuál es el coste máximo de inversión que estoy dispuesto a asumir?
- ¿Cuál es el coste máximo de operación que estoy dispuesto a asumir?

La combinación de buenas prácticas en la gestión del agua y del fertilizantes debería ser la opción más rentable para el agricultor, además de ser medioambientalmente sostenible (Quemada *et al.*, 2013).

En la cadena productiva y en el almacenamiento y gestión de estiércoles existen distintas alternativas para la reducción de emisiones a la atmósfera que quedan representados en la Figura 18 y las tablas 5-7.

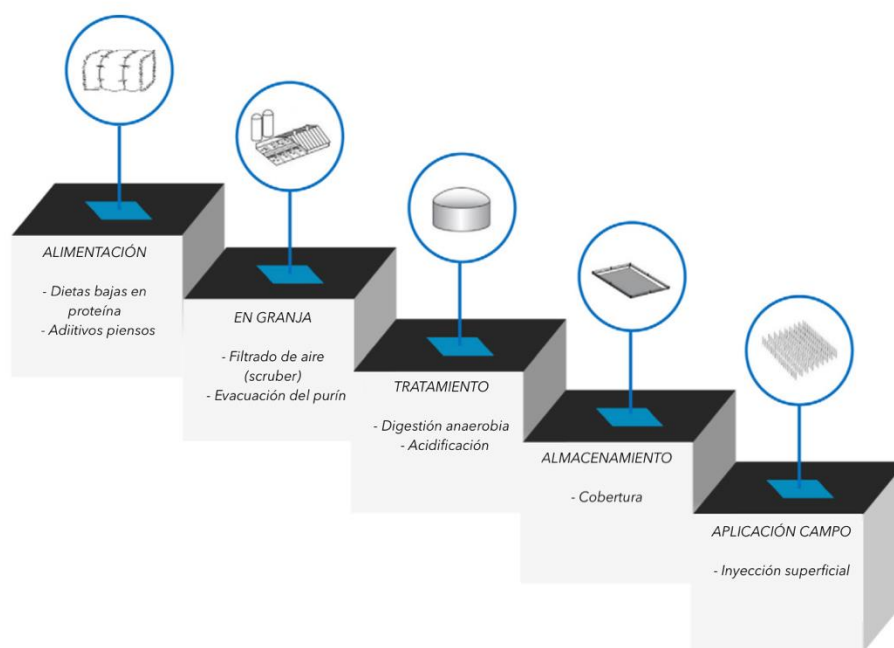


Figura 18. Opciones de reducción de emisiones de GEI en las diferentes fases de la cadena de producción porcina y gestión de estiércoles (Mohankumar *et al.*, 2018)

Tabla 5. Técnicas y prácticas disponibles para la mitigación de emisiones de gases distintos al CO₂: aditivos para piensos y prácticas de alimentación. Fuente: Gerber, 2013 (FAO).

Práctica/tecnología	Efecto de mitigación potencial del CH ₄ ¹	Efecto a largo plazo establecido	Inocuo para el medio ambiente o para los animales
Aditivos para piensos			
Nitrato	Alto	No?	NN
Ionóforos	Bajo	No?	Si?
Compuestos bioactivos de plantas Taninos (condensados)	Bajo	No?	Si
Lípidos comestibles	Medio	No?	Si
Manipulación de rumen	Bajo	No	Si?
Inclusión de concentrado en la ración	De bajo a medio	Si	Si
Calidad y manejo de forraje	De bajo a medio	Si	Si

Manejo del pastoreo	Bajo	Si	Si
Elaboración de piensos	Bajo	Si	Si
Macrocomplementación (en caso de deficiencia)	Medio	Si	Si
Microcomplementación (en caso de deficiencia)	NA	No	Si
Mejoramiento de la calidad de la paja	Bajo	Si	Si
Alimentación de precisión y análisis de piensos	De bajo a medio	Si	Si

¹Alto = \geq 30% de efecto de mitigación; Medio = del 10% al 30% de efecto de mitigación; Bajo = \leq 10% de efecto de mitigación. Los efectos de mitigación se refieren a la variación porcentual respecto de una "práctica estándar", es decir, un control de estudio que se utilizó con fines de comparación y que se basó en una combinación de datos de estudio y opiniones emitidas por los autores de este documento.

NN = Desconocido.

NA = No aplicable.

? = Incertidumbre debida a la investigación limitada, los resultados variables o la falta/insuficiencia de datos sobre la persistencia del efecto.

Tabla 6. Técnicas y prácticas disponibles para la mitigación de emisiones de gases distintos al CO₂: manipulación del estiércol.

Fuente: Gerber, 2013 (FAO).

Práctica/tecnología	Especies ¹	Efecto de mitigación potencial del CH ₄ ²	Efecto de mitigación potencial del N ₂ O ²	Efecto de mitigación potencial del NH ₃ ²
Manipulación de la dieta y equilibrio de nutrientes				
Proteínas de la dieta reducidas	TS	?	Medio	Alto
Dietas de alto contenido de fibra	CE	Bajo	Alto	NN
Manejo del pastoreo	AR	NN	Alto?	NN
Alojamiento				
Biofiltración	TS	Bajo?	NN	Alto
Sistema de manejo de estiércol	GL, GC, CE	Alto	NN	Alto
Tratamiento del estiércol				
Digestión anaerobia	GL, GC, CE	Alto	Alto	Aumenta?
Separación de sólidos	GL, GC	Alto	Bajo	NN
Ventilación	GL, GC	Alto	Aumenta?	NN
Acidificación del estiércol	GL, GC, CE	Alto	?	Alto
Almacenamiento de estiércol				
Disminución del tiempo de almacenamiento	GL, GC, CE	Alto	Alto	Alto
Almacenamiento cubierto con paja	GL, GC, CE	Alto	Aumenta?	Alto
Costra natural o inducida	GL, GC	Alto	Aumenta?	Alto
Aireación durante el almacenamiento del estiércol líquido	GL, GC, CE	De medio a alto	Aumenta?	NN

Compostaje	GL, GC, CE	Alto	NN	Aumenta
Apilado de desperdicios	AC	Medio	NA	NN
Temperatura de almacenamiento	GL, GL	Alto	NN	Alto
Almacenamiento sellado con llama	GI, GC, CE	Alto	Alto	NN
Aplicación del estiércol				
Inyección frente a aplicación superficial del estiércol	GL, GC, CE	De ningún efecto a aumenta?	De ningún efecto a aumenta	Alto
Momento de la aplicación	TS	Bajo	Alto	Alto
Cubierta del suelo, cultivos de cobertura	TS	NN	De ningún efecto a alto	Aumenta?
Balance de nutrientes del suelo	TS	NA	Alto	Alto
Inhibidor de nitrificación aplicado al estiércol o después de la deposición de la orina en los pastizales	GI, GC, OV	NA	Alto	NA
Inhibidor de ureasa aplicado con la orina o antes de ella	GL, GC, OV	NA	Medio?	Alto

¹ GL= ganado de leche; GC = ganado de carne (el ganado abarca *Bos taurus* u *Bos indicus*); OV = ovejas; CA = cabras; AR = todos los rumiantes; CE = cerdo;

AV = aves de corral; TS = todas las especies.

² Alto = $\geq 30\%$ de efecto de mitigación; Medio = 10 a 30% de efecto de mitigación; Bajo = $\leq 10\%$ de efecto de mitigación. Los efectos de mitigación se refieren a la variación porcentual con respecto a una "práctica estándar", esto es, control de estudio que se utilizó con fines de comparación y que se basó en una combinación de datos de estudio y opiniones emitidas por los autores de este documento.

NN = Desconocido.

NA = No aplicable.

? = Incertidumbre debida a la investigación limitada, los resultados variables o la falta/insuficiencia de datos sobre la persistencia del efecto.

Tabla 7. Técnicas y prácticas disponibles para la mitigación de emisiones de gases distintos al CO₂: cría de animales. Fuente: Gerber, 2013 (FAO).

Práctica/tecnología	Especies ¹	Efecto en la productividad	Efecto de mitigación potencial del CH ₄ ²	Efecto de mitigación potencial del N ₂ O ²
Manejo animal				
Selección genética (Ingestión de pienso residual)	GL, GC, CE?	Ninguno	Bajo?	NN
Sanidad animal	TS	Aumenta	Bajo?	Bajo?
Mortalidad animal reducida	TS	Aumenta	Bajo?	Bajo?
Optimización de la edad de sacrificio	TS	Ninguno	Medio	Medio
Medio reproductivo				
Estrategias de apareamiento	AR, CE	De alto a medio	De alto a medio	

Vida productiva mejorada	AR, CE	Medio	Medio
Fecundidad aumentada	CE, OV, CA	De alto a medio	De alto a medio
Fecundidad peripuerperal	CE, OV, CA	Medio	Medio
Reducción de estrés	AR, CE	De alto a medio	De alto a medio
Tecnologías reproductivas asistidas	AR, CE	De alto a medio	De alto a medio

¹ GL = ganado de leche; GC = ganado de carne (el ganado abarca Bos taurus y Bos indicus); OV = ovejas; CA = cabras; AR = todos los rumiantes; CE = cerdo;

AV = aves de corral; TS = todas las especies.

² Alto = $\geq 30\%$ de efecto de mitigación; Medio = de 10 a 30% de efecto de mitigación; Bajo = $\leq 10\%$ de efecto de mitigación. Los efectos de mitigación se refieren a la variación porcentual con respecto de una "práctica estándar", esto es, control de estudio que se utilizó con fines de comparación y que se basó en una combinación de datos de estudio y opiniones emitidas por los autores de este documento NN = Desconocido.

? = Incertidumbre debida a la investigación limitada, los resultados variables o la falta/insuficiencia de datos sobre la persistencia del efecto.

6. Efecto de la composición de la dieta en la reducción de emisiones.

La composición de la dieta, no sólo afecta a las emisiones de metano a través de la fermentación entérica, sino que también tiene un efecto indirecto en las emisiones durante el almacenamiento. La composición en materia orgánica del estiércol determina el potencial de emisiones de CH₄ y las emisiones de N₂O están relacionadas con el contenido en proteínas y su incidencia en los procesos de desnitrificación. Una reducción en origen en la concentración del nitrógeno en el estiércol implica una reducción en las emisiones de N₂O (FAO, 2013).

La guía del Grupo de trabajo de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa sobre nitrógeno reactivo recoge que en los sistemas de porcino una reducción del contenido de proteína bruta del 2-3% puede alcanzarse dependiendo de las categorías de cerdos y el punto de partida. Para llevar a cabo esta reducción, es necesario el aporte adecuado de aminoácidos digestibles en la alimentación. La reducción del contenido de proteína media en 10 g/kg (1%) mitiga las emisiones procedentes de todas las fuentes de emisión del estiércol en un 10% (UNECE, 2014).

La última versión del BREF para la cría intensiva de porcino y avícola, también recoge que la reducción de la proteína ingerida en la dieta lleva a una reducción significativa del nitrógeno excretado, y en consecuencia a una reducción de las emisiones en todas las etapas de la gestión (alojamiento, almacenamiento y aplicación agrícola). Por cada unidad porcentual en valor absoluta de reducción de proteína en la alimentación, las emisiones de NH₃ en alojamiento almacenamiento y aplicación agrícola se reducen entre un 5 y un 15% dependiendo del pH del purín.

De acuerdo con esta guía, y tal y como se recoge en la Decisión de Ejecución (UE) 2017/302 de la Comisión de 15 de febrero de 2017 por la que se establecen las conclusiones sobre las mejores técnicas disponibles (MTD) en el marco de la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo respecto a la cría intensiva de aves de corral o de cerdos, para reducir el nitrógeno total excretado y, por ende, las emisiones de amoníaco, satisfaciendo al mismo tiempo las necesidades nutricionales de los animales, la Mejor Técnica Disponible número 3 consiste en utilizar una estrategia de alimentación y una formulación del pienso que incluyan alguna de las técnicas indicadas a continuación o una combinación de las mismas:

- Reducir el contenido de proteína bruta mediante una dieta equilibrada en nitrógeno, teniendo en cuenta las necesidades energéticas y los aminoácidos digestibles.
- Alimentación multifases con una formulación del pienso adaptada a las necesidades específicas del período productivo.

- Adición de cantidades controladas de aminoácidos esenciales en una dieta baja en proteínas brutas.
- Utilización de aditivos autorizados para piensos que reduzcan el nitrógeno total excretado.

Por otro lado, es importante señalar que las emisiones de CH₄ entérico implican una pérdida de energía para el sistema de producción: parte de la energía ingerida como pienso se pierde en forma de CH₄, en lugar de ser asimilada por los animales y utilizada para la producción. Los productores ganaderos realizan considerables esfuerzos para producir piensos o llevar los animales a los pastizales; los piensos son generalmente la principal partida de gasto de la producción en los sistemas mixtos e intensivos. Por tanto, desperdiciar parte de la energía de los piensos en forma de CH₄ no es sólo una cuestión de cambio climático, sino que perjudica también a la producción. Además, la producción de piensos moviliza recursos naturales, como el agua, la tierra, los combustibles fósiles y el fósforo; su despilfarro también es perjudicial para otras dimensiones de la sostenibilidad del medio ambiente.

El total de las emisiones de CH₄ entérico del sector ascienden a 2,7 Gt de CO₂ eq. por año, o 144 millones de toneladas de petróleo equivalente por año, es decir, aproximadamente el uso de energía de Sudáfrica (Banco Mundial, 2013).

Mientras que las emisiones de CH₄ procedentes del estiércol se pueden recuperar en gran parte, las pérdidas de CH₄ entérico no se pueden evitar más que de manera limitada dados los conocimientos actuales. A pesar de ello, estas cifras dan una impresión de la magnitud de la pérdida. Este hecho no ha pasado desapercibido a los productores, y actualmente la mejora de la eficacia energética de los piensos es el principal argumento para el uso de lípidos comestibles, y la reducción de las emisiones entéricas se consideran un beneficio colateral.

7. Sistema de recogida y almacenamiento

En el almacenamiento, la metanogénesis es altamente dependiente de la temperatura, por ejemplo el enfriamiento del purín es un sistema relativamente económico de mitigar las emisiones de CH₄ si puede aprovecharse para la recuperación de calor, por ejemplo el enfriamiento hasta 10° reduce las emisiones de metano en un 30%. Otra medida efectiva es el vaciado frecuente de las fosas del interior de la granja.

Las emisiones de N₂O en el estiércol líquido durante el almacenamiento son prácticamente despreciables, salvo si se produce una costra en la zona superior.

En el caso de los estiércoles sólidos la reducción de las emisiones de metano puede conseguirse mediante la aireación forzada, sin embargo esta actuación puede incrementar las emisiones de óxido nitroso, no obstante el balance global de emisiones se reduce tras la aireación forzada.

Las emisiones de metano del estiércol muestran variaciones temporales pronunciada en múltiples marcos de tiempo y, como resultado, se necesita más investigación para describir completamente las emisiones anuales de CH₄ del manejo del estiércol líquido (VanderZaag *et al.*, 2014). Estas variaciones se producen tanto a lo largo del día debido al gradiente de temperaturas y las diferencias entre el día y la noche como a lo largo del año teniendo un peso especialmente importante la estacionalidad del llenado de las balsas. Las emisiones del estiércol mayores en el otoño, cuando el almacenamiento está lleno y las temperaturas son más altas.

En el caso del amoniaco, de acuerdo con la Decisión de Ejecución 2017/302 de la Comisión de 15 de febrero de 2017 por la que se establecen las conclusiones sobre las mejores técnicas disponibles (MTD) en el marco de la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo respecto a la cría intensiva de aves de corral o de cerdos, para reducir las emisiones a la

atmósfera, procedentes del almacenamiento de estiércol sólido, la Mejor Técnica Disponible consiste en utilizar una o una combinación de las técnicas que se indican a continuación:

- Reducir el coeficiente entre la superficie de emisión y el volumen del montón de estiércol sólido.
- Cubrir los montones de estiércol sólido.
- Almacenar el estiércol sólido en un cobertizo.

Para reducir las emisiones de amoníaco a la atmósfera procedentes del almacenamiento de purines, la mejor técnica disponible consiste en utilizar una combinación de las técnicas que se indican a continuación:

- Efectuar un diseño y una gestión adecuados de los depósitos de purines, utilizando una combinación de las técnicas siguientes:
 1. Reducir el coeficiente entre la superficie de emisión y el volumen del depósito de purines.
 2. Reducir la velocidad del viento y el intercambio de aire sobre la superficie del purín, disminuyendo nivel de llenado del depósito.
 3. Reducir al mínimo la agitación del purín.
 - a. Cubrir el depósito del purín con una cubierta rígida, flexible o flotante, como por ejemplo: pellets de plástico, materiales ligeros a granel, cubiertas flotantes flexibles, placas de plástico geométricas, cubiertas neumáticas, costra natural, paja.

- Acidificación de los purines

Para reducir las emisiones de amoníaco a la atmósfera de una balsa de purines, la mejor técnica disponible consiste en utilizar una combinación de las técnicas que se indican a continuación.

- Reducir al mínimo la agitación del purín.
- Cubrir la balsa de purines con una cubierta flexible y/o flotante, tales como: — láminas de plástico flexibles, — materiales ligeros a granel, — costra natural, — paja

En el informe elaborado por el grupo de trabajo de sobre nitrógeno reactivo de UNECE en 2014 sobre opciones de mitigación de amoníaco (Tabla 8), para poder cuantificar la eficiencia de las medidas de reducción de emisiones adoptadas se toma como referencia la emisión del estiércol sin ninguna cobertura en la superficie. Se estima que las emisiones de referencia son de 1,4 y 2,7 kg de NH₃-N por m² por año, según datos obtenidos en países de Europa Occidental. No obstante, se han observado valores más bajos en países fríos donde el estiércol almacenado se congela durante varios meses, y valores más elevados en países cálidos (Amon *et al.* – UNECE, 2014).

Tabla 8. Medidas de reducción de emisiones de amoníaco en el almacenamiento de purín porcino y bovino.

Medida de reducción de emisiones	% reducción emisiones NH ₃	Aplicabilidad	Coste (€/m ³ ·año)	Coste adicional (€/kg NH ₃ -N red.)
Almacenamiento sin cobertura	0			
Cubierta rígida, techo o estructura de tienda.	80	Tanques de hormigón o acero. Puede no ser adecuado para otros sistemas de almacenamiento ya existentes en la granja.	2,0-4,0	1,0-2,5
Cubierta de plástico flotante	60	Pequeñas balsas.	1,5-3,0	0,6-1,3
Costra natural. Favorecer su formación reduciendo al máximo la agitación y realizando la carga y descarga de purín por debajo de la superficie (cubierta flotante)	40	Sólo para el caso de purines con un elevado contenido en fibra. No es aplicable a granjas donde es necesaria una agitación frecuente para la posterior aplicación al campo. La costra puede tener problemas de formación en climas fríos con el purín porcino.	0	0
Bolsa (cat. 1)	100	Disponible para un tamaño de almacenamiento limitado.	2.50 (incluye coste de almacenamiento)	
Bolas LECA flotantes	60	No adecuado en casos de formación de costra	1,0-4,0	1,0-5,0
Lámina de plástico (cubierta flotante)	60	Balsas grandes de hormigón o tanques de acero. La gestión y otros factores pueden limitar el uso de esta técnica.	1,5-3,0	0,5-1,3
Cubiertas flotantes simples (paja, turba, corteza, etc.)	40	Tanques de hormigón, acero o silos. Probablemente no es útil para grandes balsas y se debe tener cuidado con los problemas de manejo que los materiales utilizados pueden ocasionar.	1,5-2,5	0,3-0,9

8. Buenas prácticas en la aplicación del estiércol al campo, su incidencia en la reducción de emisiones.

El purín porcino y otros estiércoles, contiene suficiente cantidad de nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), micronutrientes y materia orgánica para el crecimiento de las plantas. Si se gestiona adecuadamente, puede sustituir cantidades importantes de fertilizantes sintéticos obteniendo un doble beneficio, medioambiental y económico, reemplazando fertilizantes sintéticos. Sin embargo, el uso de dosis excesivas puede causar problemas medioambientales.

Numerosos estudios estiman que la aplicación del estiércol representa alrededor de entre el 24 y el 29% de las emisiones agrícolas (Alterra, 2010; AMEC, 2014), aunque las tasas más altas de pérdida de amoníaco alcanzan hasta 30% -50% (Hani *et al.*, 2016). Esto equivale a alrededor de 790kt de emisiones, una de las principales fuentes de este contaminante (AMEC, 2014).

Las emisiones de amoníaco (NH₃) en Europa están dominadas por el sector agrícola (Van Der Hoek, 1998). La aplicación en el campo de estiércol es una fuente clave que contribuye entre el 30% y el 50% de las emisiones totales en los países europeos de sistemas de estiércol líquido (Reidy *et al.*, 2008) que representan más de la mitad de la producción de estiércol en la mayoría de Europa central países (Menzi, 2002).

En Europa Central, las necesidades de nutrientes del maíz (*Zea mays* L.) generalmente están cubiertas por fertilización orgánica, sobre todo con purín (Daudén y Quílez, 2004; Nevens y Reheul, 2005; Berenguer *et al.*, 2008). El efecto del nitrógeno de los fertilizantes orgánicos es

más complejo y, por lo tanto, más difícil de predecir que el de los fertilizantes minerales. Los fertilizantes orgánicos actúan predominantemente a través del grupo de nitrógeno en el suelo. Las condiciones del medio en el excremento de los animales, que influyen en el grado de emisiones, son extremadamente complejas y es prácticamente imposible simularlas en el laboratorio (Fless and Beese, 2000b). Por esta razón, se requieren mediciones de emisiones realistas en el campo (Pietzner *et al.*, 2017).

En la transición de una economía basada en fósiles a una basada en la biología, se ha convertido en un desafío importante para recuperar al máximo los valiosos nutrientes que provienen de las corrientes de desechos.

Los recursos de nutrientes se están agotando rápidamente, se usan cantidades significativas de energía fósil para la producción de fertilizantes químicos, mientras que los costes de la energía y los fertilizantes están aumentando. Mientras tanto, la producción de biogás a través de la digestión anaeróbica produce digeridos ricos en nutrientes que podrían reutilizarse como fertilizantes verdes en la agricultura. Como tal, podría proporcionarse una alternativa sostenible para los fertilizantes minerales a partir de recursos fósiles (Vaneckhaute *et al.*, 2013). Del mismo modo, la fracción líquida de digerido presenta propiedades fertilizantes que indican la posibilidad de reducir el uso de fertilizantes minerales con una posterior reducción del uso de energía y emisiones de CO₂ eq. para su producción (Murcieri *et al.*, 2016). Se puede lograr un doble beneficio ambiental y económico reemplazando los recursos que demandan fertilizantes sintéticos, provenientes del gas natural como materia prima, por nutrientes renovables en el sistema de producción agrícola y avanzando hacia un esquema de economía circular.

El estiércol producido en la ganadería europea contiene 7 millones de toneladas de nitrógeno, que pueden utilizarse como fertilizantes orgánicos para sustituir una parte considerable de los 11 millones de toneladas de nitrógeno contenidas en los fertilizantes minerales aplicados a los cultivos en Europa. Si todo este abono se utiliza para la fertilización de cultivos, el uso de fertilizantes minerales podría disminuir a la mitad la entrada de nitrógeno en los suelos. La consecuencia sería una reducción considerable de las emisiones de óxido nitroso a la atmósfera, y también la reducción de las cargas de nitrógeno en los cuerpos de agua. En la actualidad, las cargas totales de nitrógeno a los ríos europeos son de 4 millones de toneladas, y los daños medioambientales por esta contaminación superan los 5.200 millones de euros. Además, el uso de menos fertilizantes minerales reduciría las emisiones de GEI de los procesos de producción de la industria de fertilizantes minerales (Albiac, Proyecto LIFE + MANEV 2015).

Basado en el balance de nutrientes bruto para el nitrógeno, indicadores agroambientales adoptados por la Comisión Europea, que proporcionan una idea de los vínculos entre el uso de nutrientes agrícolas, sus pérdidas para el medio ambiente y el uso sostenible de los recursos de nutrientes del suelo, en los suelos agrícolas europeos promedio todavía están sobreabastecidos con nutrientes, principalmente nitrógeno. Por lo tanto, hay una amplia gama de mejoras en este sentido, fomentando el uso de técnicas de fertilización sostenible de bajas emisiones y reemplazando los fertilizantes inorgánicos con purines de cerdo, teniendo en cuenta la baja eficiencia de uso de nitrógeno en España (Figuras 19-21).

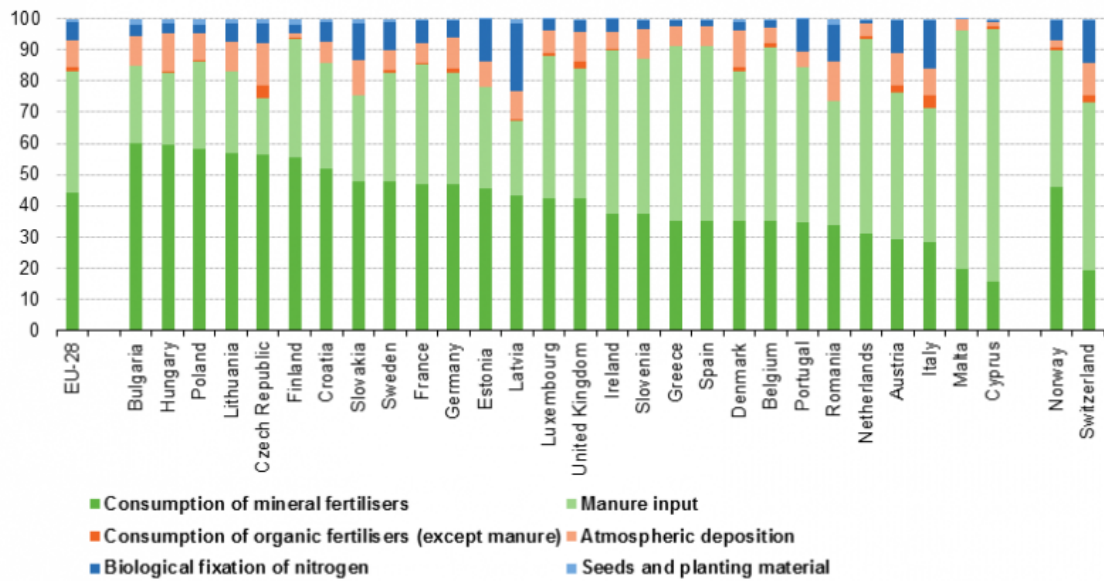


Figura 19. Origen de los principales aportes de nitrógeno en agricultura (%). Media 2010-2014.

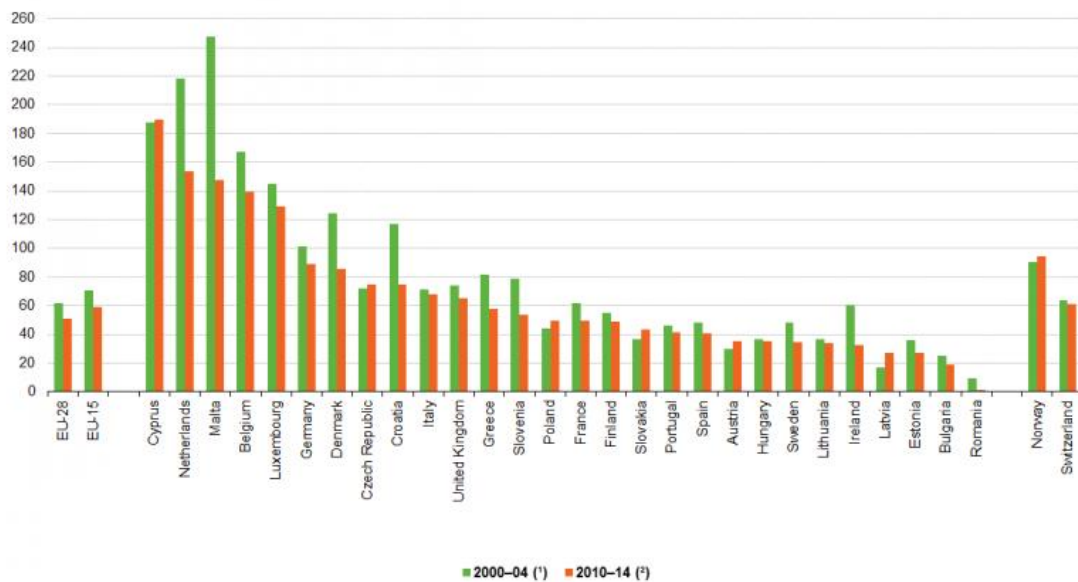


Figura 20. Excedente bruto de nitrógeno, medias 2000-04 vs 2010-14 (kg N/ha de área agrícola en uso).

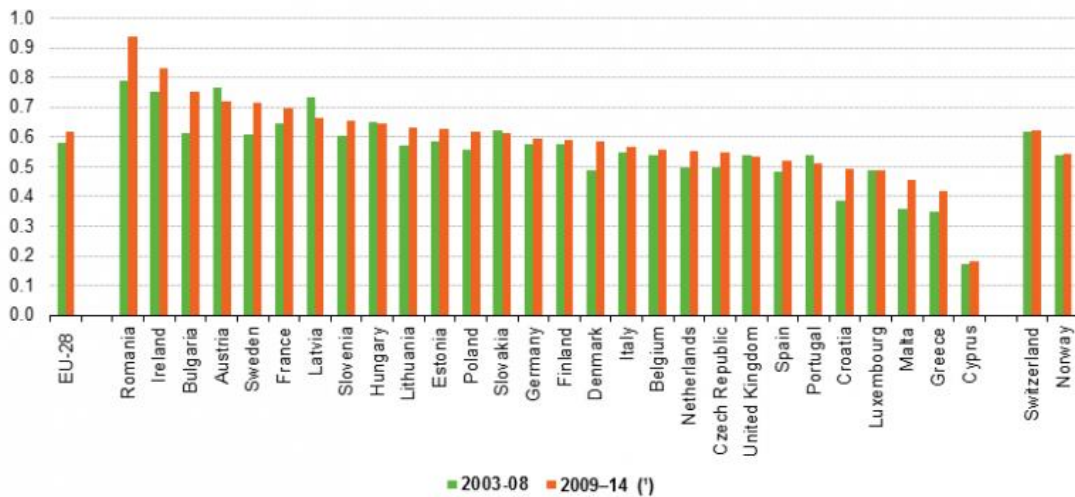


Figura 21. Eficiencia en el uso del nitrógeno (salidas totales N / entradas totales N).

La valorización agrícola de los estiércoles proporciona:

- Ahorro de fertilizantes sintéticos
- Aumento fertilidad suelo
- Ahorro energético
- Se complementan perfectamente con los abonos minerales
- A través del uso de buenas prácticas reduce las emisiones al aire, suelo y agua derivadas del manejo del purín.

Es importante llevar a cabo un uso eficiente de los nutrientes disponibles en el purín. Para ello, se debe seguir un **plan de fertilización adecuado** que tenga en cuenta:

- Dosis ajustada a las necesidades reales
- Aplicación en el momento en el que el cultivo necesita el aporte de nutrientes
- Uso de sistemas de aplicación eficientes minimizando las pérdidas de nutrientes

Esto permite (DEFRA, 2011):

- Mejorar los rendimientos de los cultivos,
- Reducir el gasto en fertilizantes minerales,
- Reducir la pérdida de nutrientes al medio ambiente,
- Mejorar los niveles de materia orgánica del suelo
- Ayudar en el cumplimiento de la normativa vigente.

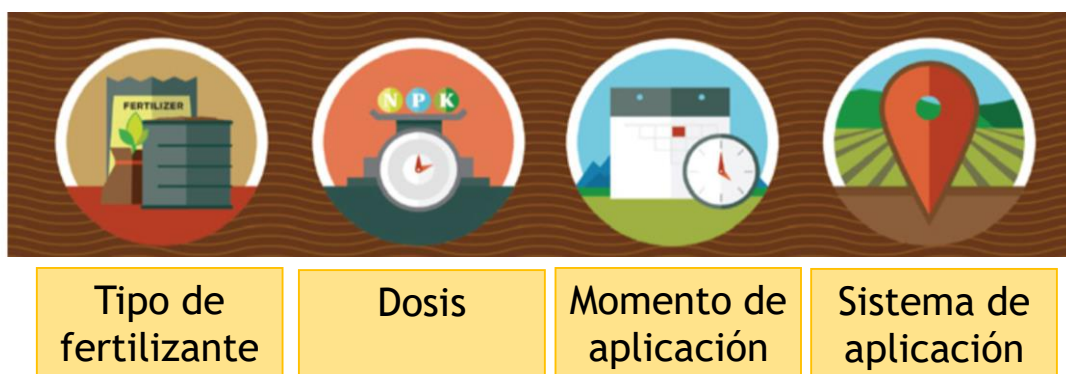


Figura 22. Factores a tener en cuenta en la fertilización para mitigar las emisiones de GEI.

Para evitar o, cuando ello no sea posible, reducir las emisiones al suelo al agua y la atmósfera de nitrógeno, fósforo y microorganismos patógenos generadas por la aplicación al campo del estiércol, la MTD consiste en utilizar todas las técnicas que se indican a continuación (BREF, 2017):

- Analizar el terreno donde va a esparcirse el estiércol para determinar los riesgos de escorrentía, teniendo en cuenta: el tipo y las condiciones del suelo y la pendiente del terreno, las condiciones climáticas, el riego y el drenaje del terreno, la rotación de cultivos, los recursos hídricos y las zonas de aguas protegidas.
- Mantener una distancia suficiente entre los terrenos donde se esparce el estiércol (dejando una franja de tierra sin tratar) y: 1. las zonas en las que exista el riesgo de escorrentía hacia cursos de agua, manantiales, pozos, etc., 2. las fincas adyacentes (setos incluidos).

- No esparcir el estiércol cuando pueda haber un riesgo significativo de escorrentía. En particular, no se aplica estiércol cuando: 1. el terreno está inundado, helado o cubierto de nieve; 2. las condiciones del suelo (p. ej. saturación de agua o compactación), en combinación con la pendiente del terreno y/o su drenaje, sean tales que el riesgo de escorrentía o de drenaje sea alto; 3. sea previsible que se produzca escorrentía por la posibilidad de lluvia.
- Adaptar la dosis de abonado teniendo en cuenta el contenido de nitrógeno y de fósforo del estiércol y las características del suelo (p. ej. contenido de nutrientes), los requisitos de los cultivos de temporada y las condiciones meteorológicas o del terreno que pudieran provocar escorrentías.
- Sincronizar la aplicación al campo del estiércol en función de la demanda de nutrientes de los cultivos.
- Revisar las zonas diseminadas a intervalos regulares para comprobar que no haya signos de escorrentía y responder de forma adecuada cuando sea necesario.
- Asegurarse de que haya un acceso adecuado al estercolero y que la carga del estiércol pueda hacerse de forma eficaz, sin derrames.
- Comprobar que la maquinaria utilizada para la aplicación al campo del estiércol está en buen estado de funcionamiento y ajustada para la aplicación de la dosis adecuada.

Para reducir las emisiones de amoníaco a la atmósfera generadas por la aplicación al campo de purines, la MTD consiste en utilizar una o una combinación de las técnicas que se indican a continuación:

- Dilución de los purines, seguida de técnicas tales como un sistema de riego de baja presión.
- Esparcidor en bandas, aplicando una de las siguientes técnicas: 1. Tubos colgantes. 2. Zapatas colgantes.
- Inyección superficial (surco abierto).
- Inyección profunda (surco cerrado).
- Acidificación de los purines.

Para reducir las emisiones de amoníaco a la atmósfera generadas por la aplicación al campo del estiércol, la MTD consiste en incorporar el estiércol al suelo lo antes posible. La incorporación de estiércol sobre la superficie del terreno puede realizarse bien mediante labrado bien utilizando otra maquinaria de cultivo, como el cultivador de rejas o discos en función del tipo y las condiciones del suelo. El estiércol queda completamente mezclado con el suelo o enterrado. La aplicación al campo del estiércol sólido se realiza mediante un esparcidor adecuado (por ejemplo, esparcidor rotatorio, de descarga posterior, de doble función, etc.).

Período de tiempo asociado a la MTD que debe transcurrir entre la aplicación al campo del estiércol y su incorporación al suelo es de 0 (incorporación inmediata) a 4 horas. Este intervalo puede llegar hasta 12 horas cuando las condiciones no son favorables para una incorporación más rápida, p. ej. cuando los recursos en mano de obra y maquinaria no son económicamente viables.

9. Reemplazamiento de la fertilización mineral mediante el uso de estiércoles y su efecto en la reducción de emisiones.

La sustitución de fertilizantes sintéticos por fertilizantes orgánicos, a través del uso de buenas prácticas que reduzcan las pérdidas por emisiones de nutrientes y favorezcan el uso eficiente de los cultivos de estos fertilizantes proporciona a su vez un ahorro económico para el agricultor sin detrimento en el rendimiento en la producción agrícola. La utilización eficiente de sistemas de aplicación como los tubos colgantes permite reducir las pérdidas de nitrógeno en forma de amoníaco. Estas emisiones en sistemas de aplicación tradicional como el abanico son en promedio el 25% del nitrógeno amoniacal total (rango 10-47%), pudiendo reducirse prácticamente a la mitad utilizando sistemas de tubos colgantes (Hani *et al.*, 2016).

En el caso de Aragón, las necesidades de nitrógeno son de 110,000 toneladas, de las cuales 85,000 t N están cubiertas con fertilizante mineral y 25,000 tN con abono orgánico (Orús y Sin 2006). En la actualidad, la cantidad de estiércol producida en Aragón se puede estimar en alrededor de 18 millones de toneladas, que son aprox. 90,000 toneladas de N. Por lo tanto, es probable que los estiércoles cubran el 80% de las necesidades totales de nitrógeno de los cultivos (110,000 toneladas).

Europa depende en gran medida de las **importaciones de fertilizantes de P y K** (recursos finitos) y del gas natural utilizado para la síntesis de fertilizantes nitrogenados (CEU, 2015).

Los recursos naturales no renovables, como la **roca fosfórica**, el **petróleo** y el **gas natural** se utilizan para la **producción de fertilizantes minerales N y P** y originando considerables impactos relacionados con la extracción, fabricación y uso de estos fertilizantes (Hoeve *et al.*, 2014). La producción de fertilizantes sintéticos a partir de gas natural contribuye a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y al agotamiento de los combustibles fósiles (Eurostat, 2015). El uso de fertilizantes orgánicos proporciona un doble beneficio: sustitución de fertilizantes minerales y reducción en las emisiones derivadas de la gestión de estiércoles.

Aunque los fertilizantes nitrogenados se utilizan para aumentar el rendimiento y la calidad de los cultivos, su utilización conduce a la liberación de gases nocivos para el clima, como el óxido nitroso (N_2O) y el amoníaco (NH_3) (Senbayram *et al.*, 2009). La agricultura es responsable de aproximadamente el 11% de las emisiones de GEI antropogénicas y del 58% de las emisiones de N_2O a nivel mundial (Burney *et al.*, 2010). De todos los GEI, el N_2O tiene el mayor impacto en el clima. Tiene un valor potencial de calentamiento global (GWP) de 298 veces el del CO_2 (Robertson *et al.*, 2000; Halvorson *et al.*, 2011). El NH_3 es un precursor que puede contribuir a la formación de GEI. Induce la formación y una mayor vida útil de gases más relevantes para el clima en otros lugares, como el N_2O . Se postula que aproximadamente el 1-2% de nitrógeno NH_3 se reemite como nitrógeno N_2O (IPCC, 1997; Wulf *et al.*, 2002). Los GEI contribuyen a la destrucción de la capa de ozono en la estratosfera (Hosen *et al.*, 2002). También se introducen en otros ecosistemas a través del viento y la lluvia (Basten, 2010). Como resultado, las áreas sensibles pueden estar sometidas a eutrofización y puede producirse degradación del suelo (Van der Molen *et al.*, 1988; Dosch y Gutser, 1996). El efecto adicional atribuido a los GEI es una reducción en la eficiencia de la fertilización, lo que significa que el N perdido se debe aportar en forma de fertilizante mineral (Dosch y Gutser, 1996). Desde hace varios años, se están realizando esfuerzos específicos para reducir las emisiones nocivas en todo el mundo.

Sin la aportación de fertilizantes nitrogenados, se estima que solo alrededor de la mitad de la población mundial actual puede ser abastecida con suficiente energía alimentaria y proteínas. El aumento previsto de la población hasta 2050 aumentará la dependencia de los insumos de fertilizantes (Dowson *et al.*, 2011).

En ausencia de una fuente alternativa de hidrógeno rentable, se recomienda que se reconozca un requisito continuo para el metano y que se tengan en cuenta las reservas estratégicas para la

producción de alimentos. El fósforo es también un nutriente esencial e insustituible para las plantas y los animales, pero si bien las reservas mundiales de nitrógeno atmosférico son efectivamente ilimitadas, las reservas de roca de fosfato son finitas. Las estimaciones recientes de la reserva sugieren que a la tasa de uso actual, este recurso se agotará en unos cientos de años. El incremento anual de fósforo contenido en la población humana se estima en el orden de 1 Mt / año, que es una pequeña proporción de la cantidad extraída. Existe un compromiso claro para garantizar que el fósforo se recicla en gran medida, de modo que la tasa de agotamiento de las reservas de roca de fosfato se reduce significativamente. La legislación relativa a la gestión de fósforo aparece totalmente asociada con su posibilidad de alterar los ecosistemas naturales, con aparentemente ninguna normativa todavía requiere el uso eficiente y la reutilización de un recurso escaso.

Los suelos fértiles son la clave para la producción sostenible a escala comercial de cultivos para alimentos, piensos y fibra. Muy pocos suelos agrícolas son fértiles sin la adición de nutrientes disponibles en la planta, ya sea recuperados y reciclados en origen, como el estiércol de granja, o fabricados como fertilizantes. La mayoría de los suelos no son suficientemente fértiles, requieren tratamientos periódicos pero regulares con macronutrientes como nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K) u otros elementos nutrientes requeridos por todas las plantas superiores. De estos, algunos son de suministro abundante y no limitante, como el carbono, el hidrógeno y el oxígeno de la solución de aire y tierra. El calcio, el azufre (S) y el magnesio son macronutrientes generalmente disponibles, pero pueden necesitar aplicación en algunos suelos. Otros, como el boro, el cloro, el cobre, el hierro, el manganeso, el molibdeno y el zinc (los llamados micronutrientes), se requieren en pequeñas cantidades que muchos suelos "fértiles" suelen ser capaces de suministrar sin modificaciones. Sin embargo, en términos cuantitativos, es el papel de N, P y K en la agricultura comercial el que predomina y, por lo tanto, es una dependencia crítica de cualquier estrategia diseñada para generar seguridad alimentaria. Una población mundial en crecimiento, que se ha acelerado marcadamente en los últimos 150 años, se correlaciona estrechamente con el descubrimiento y desarrollo de la producción de fertilizantes a escala industrial. Los fertilizantes no hacen que las plantas crezcan, sino que es la falta de nutrientes que contienen o un desequilibrio en el suministro lo que puede evitar que la planta exprese todo su potencial productivo.

Maximizar la cantidad de N retenido implica minimizar las pérdidas de N pero también maximizar la eficiencia de la reutilización de N contenido en residuos y productos de "desecho". Agrícolamente, estos dos objetivos se combinan en "mejores prácticas" (por ejemplo en el Reino Unido: Defra, 2010), optimizando la eficiencia del uso de nitrógeno (NUE). NUE busca minimizar las pérdidas en el aire y el agua, y maximizar los beneficios generados por el uso de abonos generados en granjas y los "residuos" que contienen N traídos a la granja (Dowson *et al.*, 2011).

Si se utiliza todo el estiércol generado en Europa para la fertilización de cultivos, **el uso de fertilizantes minerales, podría disminuir a la mitad** poniendo freno a la entrada de nitrógeno a los suelos. La consecuencia sería una reducción considerable de las emisiones de óxido nitroso, y también una reducción de la carga de nitrógeno a los acuíferos (SARGA – Proyecto LIFE+ MANEV, 2015).

Se debe tener en cuenta el valor económico de los ecosistemas y de los recursos naturales, como el agua y el aire limpio, que se utilizan casi como si su suministro fuera ilimitado y no se valoraran adecuadamente en el mercado. La reducción de las emisiones al agua, tierra y aire en la agricultura reduce los daños a la salud humana y la biodiversidad y proporciona beneficios para la sociedad, pero también supone costes a los agricultores (Westhoek *et al.*, 2015).

No obstante, el coste económico de los impactos en la salud es enorme, se estima en 330-940 millones de euros (3-9% del PIB de la UE). La contaminación del aire es un problema

transfronterizo, que solo puede resolverse mediante la cooperación internacional. Esto significa que la política de calidad del aire no es solo un objetivo medioambiental, sino también una oportunidad económica y un motor para la innovación: un régimen de calidad del aire reforzado en la UE realmente beneficiará la competitividad europea (CE, 2013 -MEMO 13 1169).

Los beneficios económicos derivados del paquete de medidas de la Política Europea de Aire Limpio se pueden monetizar con base en una sólida metodología científica, que arrojará unos 40-140 billones de euros anuales en 2030, mientras que los costes de reducción de la contaminación para implementar el paquete se estiman en € 3,4 billones por año en 2030.

Esto significa que los beneficios monetizados serían de entre 12 y 40 veces mayores que los costes. El paquete también proporcionará unos 3.000 millones de euros en beneficios económicos directos para la sociedad debido a la mayor mano de obra (1850 millones de euros), menores costes sanitarios (650 millones), mayores rendimientos (230 millones de euros) y menos daños a los edificios (€120 millones), a lo que habría que sumar el equivalente a alrededor de 100 000 empleos adicionales debido a una mayor productividad y competitividad debido a la pérdida de días laborales (CE, 2013 - MEMO 13 1169)

Las aportaciones de nitrógeno en los suelos agrícolas de la UE alcanzan los 25 millones de toneladas por mineral y fertilizantes orgánicos, el estiércol en los pastos, y otros. La mayor densidad de carga de nitrógeno, superior a 250 kg N / ha, tiene lugar en las regiones de Bélgica-Países Bajos-Dinamarca, noreste de Alemania y norte de Italia (véase la figura Leip *et al.*, 2011). En la zona mediterránea, las tasas más altas se pueden encontrar en el valle del Ebro y Lombardía. El alto aporte de nitrógeno en el suelo genera contaminación de cursos de agua por filtración de procesos de filtración de nitrógeno y escorrentía. Según EEA 2016, se pierden 3,2 millones de toneladas de nitrógeno como NH₃ a la atmósfera cada año en la UE, quedando expuestos 2/3 de los ecosistemas de la UE a más deposición de nitrógeno de lo que pueden soportar y 1 de cada 10 recibe demasiada deposición ácida. Los impactos de la contaminación por nitrógeno en el aire, el agua y el suelo le cuestan a la UE entre 70 y 320 mil millones de euros al año (EEB, 2016).

En el caso de Aragón, las necesidades de nitrógeno son de 110,000 toneladas, de las cuales 85,000 t N están cubiertas con fertilizante mineral y 25,000 tN con abono orgánico (Orús y Sin 2006). En la actualidad, el volumen de abonos orgánicos en Aragón se puede estimar en alrededor de 18 millones de toneladas, que son 90,000 toneladas de N. Por lo tanto, es probable que los abonos cubran el 80% de las necesidades totales de nitrógeno de los cultivos (110,000 toneladas).

Se tendrá en cuenta el valor económico de los servicios de los ecosistemas y los recursos naturales, como el agua y el aire limpio, que se utilizan casi como si su suministro fuera ilimitado y no se valoraran adecuadamente en el mercado. La reducción de las emisiones de amoníaco (NH₃) y de materia particulada (MP) en la agricultura reduce los daños a la salud humana y la biodiversidad y proporciona beneficios para la sociedad, pero también impone costes a los agricultores (Wagner, 2015).

El coste económico de los impactos en la salud es enorme, se estima en 330-940 millones de euros (3-9% del PIB de la UE). La contaminación del aire es un problema transfronterizo, que solo puede resolverse mediante la cooperación internacional. Esto significa que la política de calidad del aire no es solo un objetivo medioambiental, sino también una oportunidad económica y un motor para la innovación: un régimen de calidad del aire reforzado en la UE realmente beneficiará la competitividad europea (CE, 2013 - MEMO 13 1169).

Los beneficios económicos derivados del paquete de la Política Europea de Aire Limpio se pueden monetizar con base en una metodología científica que arroja 40-140 billones de euros anuales en 2030, mientras que los costos de reducción de la contaminación para implementar el paquete se estiman en € 3,4 billones por año en 2030.

Esto significa que los beneficios monetizados son entre 12 y 40 veces mayores que los costes. El paquete también tiene unos 3.000 millones de euros en beneficios económicos para la sociedad debido a la mayor productividad de la mano de obra (1850 millones de euros), menores costos sanitarios (650 millones), mayores rendimientos (230 millones de euros) y menos daños a los edificios (€ 120 millones), y agregue el equivalente a alrededor de 100 000 empleos adicionales debido a la productividad y la competitividad debido a la pérdida de menos días de trabajo (CE, 2013 - MEMO 13 1169). El aumento en el precio de los fertilizantes también es un impulsor hacia un mayor uso de abonos orgánicos (AMEC, 2014).

10. Emisiones en la producción de fertilizantes minerales

La emisión de amoníaco de las aplicaciones de fertilizantes depende del tipo de fertilizante, el clima y las condiciones del suelo. Las emisiones de los fertilizantes a base de urea son mucho mayores que las de otros tipos de fertilizantes porque la hidrólisis rápida de la urea provoca un aumento localizado del pH. La hidrólisis rápida de fertilizantes con urea se produce a menudo en suelos con mucha enzima ureasa debido a la abundancia de residuos de cultivos. Las emisiones de NH_3 anhidro pueden ser significativas cuando la inyección en el suelo es pobre y el suelo no está bien cubierto después de la inyección. El éxito depende de tener la humedad adecuada del suelo y del suelo para permitir que el surco se cierre bien. Las emisiones de sulfato de amonio y fosfato de di-amonio son mayores después de la aplicación de este tipo de fertilizantes a suelos calcáreos (pH alto). Por lo tanto, las técnicas de reducción de emisiones se centran en las aplicaciones de fertilizantes a base de urea a todos los tipos de suelos y de sulfato de amonio y aplicaciones de fosfato de di-amonio en suelos calcáreos. Las técnicas de reducción de emisiones se basan en ralentizar la hidrólisis de la urea en carbonato de amonio o en fomentar la transferencia rápida del fertilizante al suelo (Sommer, Schjoerring y Denmead, 2004).

El uso de métodos para reducir las emisiones de NH_3 a partir de compuestos a base de urea contribuye de forma importante a la reducción general de las emisiones de NH_3 en la agricultura. En particular, debe tenerse en cuenta que las emisiones de NH_3 de los fertilizantes a base de urea (aprox. 5% -40% de pérdida de N como NH_3) son mucho mayores que las basadas en el nitrato de amonio, 0,5% -5% de pérdida de N como NH_3). Aunque el nitrato de amonio es la principal forma de fertilizante nitrogenado utilizado en Europa, sigue existiendo el riesgo de que su uso se vea restringido o prohibido en ciertos países por cuestiones de seguridad y / o seguridad en el futuro. Ya debido a razones de seguridad y costos más altos, el nitrato de amonio ha sido reemplazado en gran medida por las formas de urea en toda América del Norte. Dado que las medidas para reducir las emisiones de NH_3 de los fertilizantes a base de urea siguen siendo limitadas para ciertos cultivos, especialmente para cultivos perennes, se esperaría que ese cambio aumentara significativamente las emisiones regionales de NH_3 (UNECE, 2014)

Las emisiones de amoníaco asociadas al uso de fertilizantes nitrogenados inorgánicos, incluida la aplicación de urea, representan 124,23 mil toneladas en España lo que agrava los beneficios del reemplazo de fertilizantes nitrogenados inorgánicos por fertilizantes orgánicos debidamente administrados. Los fertilizantes sintéticos se producen con gas. Por lo tanto, la producción de estos fertilizantes contribuye a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y al agotamiento de los combustibles fósiles (Eurostat, 2015).

11. Tecnologías de aplicación como fertilizante y su incidencia en las emisiones de amoníaco y GEI

Los sistemas de aplicación agrícola tienen un gran impacto en la emisión de GEI, especialmente cuando se usa un fertilizante orgánico (Hansen *et al.*, 2003). En Europa Central, los fertilizantes orgánicos se aplican principalmente con técnicas de superficie antes de enterrarse aproximadamente entre 6 y 8 cm utilizando discos o un cultivador de campo. Los avances en la tecnología de aplicación permiten depositar el purín dentro de una hendidura de aproximadamente 20 cm de profundidad debajo de la fila de semillas posterior.

En Europa en 2015 (dato más reciente disponible <http://prtr.ec.europa.eu/#/industrialactivity>), había un total de 6.519 instalaciones con información pública de sus emisiones en el Registro Europeo de Emisiones y Transferencias de Contaminantes (E-PRTR) de ganadería intensiva (explotaciones avícolas de más de 40.000 plazas o porcinas de más de 2.000 plazas en el caso de cerdos de cebo de más de 30 kg y 750 plazas en el caso de reproductoras). En España ese año, esta cifra ascendía a 1.199 instalaciones y según los datos de emisiones registrados en relación con la gestión vinculada a las mismas, las emisiones anuales generadas ese año fueron de 25,9 miles de toneladas de amoníaco, lo que representa un 38% del total de Europa en este tipo de instalaciones.

La técnica de aplicación y el calendario son dos de los factores clave en la generación de emisiones, junto con el tipo de estiércol, las prácticas de gestión de la granja, como el tipo de alojamiento de animales y el almacenamiento de estiércol (Eurostat, 2015).

La emisión de amoníaco después de la aplicación del purín con el sistema tradicional de abanico promedio es del 25% del nitrógeno total de amonio (rango 10-47%), que puede ser inferior en aprox. un factor de dos utilizando un sistema de tubos colgantes y sistemas de zapatas posteriores. El contenido de materia seca del purín y la temperatura del aire son factores importantes para la emisión de NH₃ (Hani *et al.*, 2016). Además, otras técnicas como la dilución 1:2 en agua de riego permiten alcanzar un 30% de reducción de emisiones e inyección profunda hasta en un 90% (CEPE, 2015). La incorporación de estiércol en los suelos tiene el mayor impacto de las opciones individuales, reduciendo las emisiones nacionales de amoníaco en más del 57% (Sanz-Cobena, 2015).

Las liberaciones agrícolas de amoníaco (NH₃) a partir del uso de fertilizantes afectan la calidad del aire a través de diversas vías químicas de varias fases, formando sulfato y nitrato de amonio. Dado que la abundancia de NH₃ a menudo es limitante en la formación de PM_{2.5}, la reducción de sus emisiones puede hacer una contribución importante al control de la calidad del aire (Lieveld *et al.*, 2015).

Las tasas de aplicación deben basarse en el plan de manejo de nutrientes de la granja (WRAP, 2016) y un paso de separación de separación sólido-líquido puede ser útil en el manejo de nutrientes de estiércol (CEPE, 2015) evitando dosis desequilibradas de N y P que podrían conducir a la escorrentía P (Sharpley, 2014).

La planificación cuidadosa del manejo de nutrientes en cada campo y en cada granja es un componente principal de cualquier plan de acción de remediación para minimizar el riesgo de pérdida de nutrientes de las tierras agrícolas (Sharpley *et al.*, 2014). La mayor parte del N disponible en la planta en estiércol o purín es en forma de nitrógeno amónico, que puede sustituir directamente a los fertilizantes minerales (CEPE, 2015), pero es necesario seguir las buenas prácticas para evitar causar daños ambientales. Estas fuentes renovables de nitrógeno fácilmente disponible se podrían lograr reducciones significativas de las emisiones de amoníaco sin sacrificar los rendimientos de los cultivos, lo que ayudaría a lograr los objetivos duales de seguridad alimentaria y protección ambiental (Sanz-Cobena *et al.*, 2015).

Se recomienda que se apliquen cuando exista un requerimiento de nitrógeno en el cultivo y que se utilicen métodos de aplicación de precisión que puedan reducir las pérdidas de amoníaco, la lixiviación de nitratos y aumentar la eficiencia del uso de nitrógeno. Esto, combinado con una menor dependencia de los insumos de fertilizantes fabricados, también puede conducir a una mejora en el rendimiento financiero (WRAP, DC-Agri research summary, 2016).

El uso de técnicas eficaces con purines en función de las necesidades de nutrientes de los cultivos en las zonas mediterráneas puede reducir las emisiones de NH_3 y contribuir al desarrollo de un modelo eficiente de uso de nutrientes en la agricultura.

Dada la fuerte asociación entre el manejo de fertilizantes y la productividad de los cultivos, que en gran medida determina la disposición de los agricultores para adoptar buenas prácticas, es esencial incorporar los impactos en los rendimientos antes de recomendar cualquier práctica de mitigación (Abalos, 2016). Muchos estudios muestran que el método de aplicación tiene un gran impacto en la emisión del estiércol aplicado en el campo, véase p. la revisión de Webb *et al.* (2010). La aplicación en abanico es el método de aplicación más extendido. Se lleva a cabo en un camión cisterna equipado con una placa de salpicadura. Por el contrario, los métodos de aplicación de aplicación de banda estrecha e inyección superficial son de emisión inferior, y estos métodos son por lo tanto obligatorios para los pastizales en los Países Bajos.

La **aplicación en banda** con tubos colgantes o zapatas se lleva a cabo arrastrando mangueras o zapatos deslizantes estrechos sobre la superficie del suelo, empujando la cubierta de hierba sin cortar el césped y liberando estiércol en la parte posterior del zapato dejando bandas angostas de estiércol en la superficie del suelo. La **inyección superficial** emplea discos de inyección que cortan ranuras en V en el suelo. El estiércol se libera en las ranuras, que luego se dejan abiertas. Ambos métodos de aplicación con bajas emisiones también dan como resultado una mayor disponibilidad de nitrógeno (N) y, por lo tanto, mayores rendimientos en los cultivos y pastizales (Huijsmans *et al.*, 2016).

Según lo informado por Oenema *et al.* (2012), no han surgido nuevas técnicas para la reducción de las emisiones de amoníaco en la última década. En este sentido, se necesita más trabajo para desarrollar técnicas de mitigación prácticas y económicamente viables que puedan ser ampliamente practicadas (Hristov *et al.*, 2013).



Figura 23. Imágenes de diferentes sistemas de aplicación de estiércol sólido y purín.

No obstante, los agricultores pueden **compartir el uso de sistemas aplicadores más eficientes** aunque más costosos en modelos de **gestión colectiva** que les permitan optimizar el uso de estiércol y el digerido reduciendo las emisiones de N₂O y NH₃ (CEU, 2015).

Tabla 9. Sistemas de aplicación y eficiencias de reducción de emisiones de NH₃ (UNECE, 2014).

Tipo de estiércol	Técnica de aplicación	Tiempo hasta la incorporación/enterrado	% reducción de emisiones en aplicación por enterrado
Purín	Bandas	N/A	30-35%
Purín	Discos	N/A	30-60% aplicación en banda con zapatas
Purín	Inyección	N/A	80%
Purín	Dilución $\geq 50\%$ en sistemas de riego a baja P		$\geq 30\%$
Purín	Abanico	4	45-65%
Purín	Abanico	24	30%
Estiércol sólido		Inmediato	90%
Estiércol sólido		4 h	45-65%
Estiércol sólido		12 h	50%
Estiércol sólido		24 h	30%

Tabla 10. Parámetros clave en la aplicación al campo del purín.

General	País (clima y aspectos económicos) Marco legal (dosis máximas de NPK, ZV/ZNV, metales...)
Estiércol / Digerido	Tipo de estiércol (disponibilidad de nutrientes) Composición Cantidad
Cultivo	Tipo de cultivo (extracción de nutrientes y producción) Superficie (ha) Nutriente limitante (NPK)
Sistema de aplicación	Tipo de sistema de aplicación Tipo de vehículo Época de aplicación

12. Sistemas de tratamiento y su efecto en la reducción de emisiones de GEI

La gestión del estiércol incluye todas las etapas, desde su generación hasta su uso final. Por tanto, en la gestión del estiércol también se suelen incluir las estrategias de alimentación para limitar la excreción de nutrientes.

El estiércol puede procesarse con diversos fines. Los objetivos principales de los tratamientos del estiércol son:

- Obtener un producto más fácil de gestionar, por ejemplo, separando la fracción sólida del purín líquido.
- Estabilizar el estiércol y obtener un fertilizante mejorado, así como reducir olores, por ejemplo por medio del compostaje del estiércol sólido.
- Reducir el contenido en nutrientes del estiércol y cumplir con las normativas, por ejemplo eliminando nitrógeno mediante el proceso aerobio de nitrificación/desnitrificación.
- Producir energía, por ejemplo, mediante la digestión anaerobia y la recuperación del biogás.

Hay diversas tecnologías disponibles para procesar el estiércol sólido y líquido y su aplicación a menudo está limitada a un país o región. Cada uno de los tratamientos disponibles en el mercado tiene sus ventajas y sus inconvenientes. Sin embargo, hay una falta de unanimidad de criterios para su aplicación y, si bien existen numerosas investigaciones científicas, existen pocos estudios a escala de granja. Además, el alcance de estos estudios científicos no incluye todos los aspectos involucrados.

Se puede encontrar una buena perspectiva general de los sistemas de tratamiento de estiércol utilizados en Europa en los informes del proyecto Manure Processing Activities in Europe (Foged *et al.*, 2011), que contiene los resultados de una encuesta realizada en diversos países sobre la aplicación de diferentes técnicas. En la publicación final de los proyectos LIFE+ MANEV (2015) *Evaluación de sistemas de gestión de estiércol en Europa* también se hace una recopilación de las principales técnicas de tratamiento y se presenta la evaluación de plantas centralizadas a gran escala.

Las tecnologías en el mercado en constante evolución y es necesario conocer y entender bien su operación.

Si el estiércol se trata in situ, para reducir las emisiones a la atmósfera y al agua de nitrógeno, fósforo, olores y microorganismos patógenos y facilitar el almacenamiento y/o aplicación al campo del estiércol, la mejor técnica disponible consiste en tratar el estiércol mediante una o varias de las técnicas que se indican a continuación (BREF, 2017 – Decisión de Ejecución de la Comisión 2017/302):

- Separación mecánica de los purines. Esto puede hacerse, entre otros, por medio de un separador de prensa de tornillo, un decantador centrífugo, coagulación-floculación, tamizado o filtros-prensa.
- Digestión anaeróbica del estiércol en una instalación de biogás.
- Utilización de un túnel de secado exterior del estiércol.
- Digestión aeróbica (aireación) de purines.
- Nitrificación-desnitrificación de purines.
- Compostaje del estiércol sólido.

Individual o colectivo	<u>ALMACENAMIENTO con y/o sin cubierta</u>	
	<u>SEPARACIÓN</u> <ul style="list-style-type: none"> • Decantación • Centrífuga • Tamizado • Filtración con presión 	<u>VALORIZACIÓN</u> <ul style="list-style-type: none"> • Gestión agrícola • Compostaje • Digestión anaerobia
	<u>RECUPERACIÓN de nutrientes</u> <ul style="list-style-type: none"> • Stripping • Precipitación de estruvita • ... 	<u>ELIMINACIÓN de nutrientes</u> <ul style="list-style-type: none"> • N/DN o SBR • Anammox (Sharon, etc.)
	<u>OTROS TRATAMIENTOS:</u> <u>Acidificación / Evaporación / Secado térmico / ...</u>	

Figura 24. Sistemas de gestión y tratamiento del purín/estiércol.

El procesado o tratamiento del purín es habitualmente necesario en aquellos casos en los que no se dispone de superficie agrícola suficiente para ser gestionado como fertilizante orgánico y es preciso llevar a cabo una transformación físico química del mismo que facilite su gestión, reduzca el volumen a manejar, elimine los nutrientes que limitan su aplicación o se requiera un tratamiento de higienización y homogeneización que permitan su posterior aplicación al campo. No obstante, es importante señalar que, todos y cada uno de estos procesos deben ser cuidadosamente estudiados a escala local antes de ser aplicados ya que son muchos los condicionantes que limitan su efectividad, tal y como se puede comprobar en las observaciones de aplicabilidad recogidas en el documento BREF y en la Decisión de Ejecución de la UE. La gestión agrícola, siempre que esta sea posible de forma sostenible, es la medida más adecuada.

a. Separación sólido/líquido

Las tecnologías de separación sólido-líquido permiten obtener a partir del purín una fracción sólida rica en fósforo, y una fracción líquida rica en nitrógeno amoniacal y potasio permitiendo su gestión por separado y la optimización del transporte y gestión de los nutrientes. En particular, la fracción sólida puede exportarse con mayor facilidad para su uso en otras áreas cultivables, reduciendo los costes de transporte (Burton, 2007). Las tierras agrícolas cercanas a las unidades de producción ganadera han recibido a menudo purín durante muchos años, lo que significa que las concentraciones de P en el suelo ya son suficientemente altas para satisfacer la demanda de cultivos (Grizzetti *et al.*, 2007)

Por otro lado, la fracción líquida también es más fácil de manejar, reduciendo el riesgo de obstrucciones en las tuberías. El uso de estas técnicas está extendido en las explotaciones ganaderas, ya que a menudo son relativamente baratas y sencillas y no requieren de conocimientos técnicos específicos para su operación (García *et al.*, 2015).

Las tecnologías de separación permiten:

- Facilitar el **manejo y almacenamiento**

- Facilitar la **redistribución de nutrientes**:
- Concentrar nutrientes y optimizar su aplicación
- Reducir costes de transporte a áreas donde pueden ser utilizados de manera más eficaz.
- Reducir el consumo de fertilizantes minerales en áreas con baja densidad ganadera
- Reducir el impacto ambiental en áreas con alta densidad ganadera.
- Cumplir con las restricciones de la normativa medioambiental

Sin embargo, los procesos de separación sólido-líquido no eliminan el exceso de nitrógeno amoniacal, no reducen la carga de la materia orgánica biodegradable y no reducen el contenido de agentes patógenos (Burton, 2007). Además, la separación sólido-líquido no aborda los problemas de los olores. Las técnicas de separación sólido-líquido originan un aumento de la concentración de metales pesados, como el Cu y el Zn, en la fracción sólida, lo que puede plantear un problema ambiental al utilizarse como fertilizante (Hjorth *et al.*, 2010).

Las principales técnicas de separación sólido-líquido son:

- **Sedimentación.** Proceso físico en el que los sólidos en suspensión se separan de la fracción líquida por gravedad.



Figura 25. a) Sedimentadores cilíndricos; b) Tanques de almacenamiento utilizados como sedimentadores

Tabla 11. Parámetros clave de la sedimentación.

Tipo de purín	Purín de cerdo y vacuno (Flotats <i>et al.</i> , 2011)
Contenido de sólidos totales (ST)	Eficiencia de separación: ST <1% - Baja (Chastain, 2013). ST >4% - Baja (Chastain, 2013). ST entre 1-4% - Buena, aumentando con el contenido en ST (Ndegwa <i>et al.</i> , 2001).
Tiempo de sedimentación	Aunque la eficiencia de separación aumenta con el tiempo, la sedimentación esta completa en 1 hora.

- **Centrifugación.** La separación con un decantador-centrífuga es más costosa pero concentra más fósforo en la fracción sólida (Hjorth *et al.*, 2010).

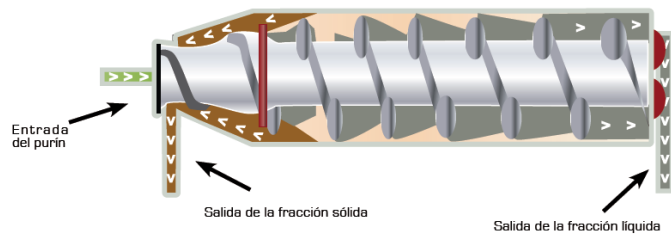


Figura 26. Imagen de un decantador-centrífuga y esquema de funcionamiento adaptado de Moller et al. (2007).

Tabla 12. Parámetros clave de la separación con un decantador-centrífuga.

Tipo de purín	Purín de cerdo y vacuno, y digerido (Flotats et al., 2011)
Contenido de sólidos totales (ST)	No se recomienda para purines con más del 10% de sólidos (Chastain, 2013).
Velocidad	A mayor velocidad mayor contenido en materia seca tendrá la fracción sólida, aunque no tiene efecto sobre la separación de P, K y N (Hjorth et al., 2010).
Tiempo de retención	Aumentando el tiempo de retención reduciendo el volumen de alimentación de la centrífuga aumenta la eficiencia de separación.

- **Tamizado.** Proceso físico en el que un tamiz sólo permite el paso de las partículas sólidas cuyo tamaño sea menor al del poro del propio tamiz.

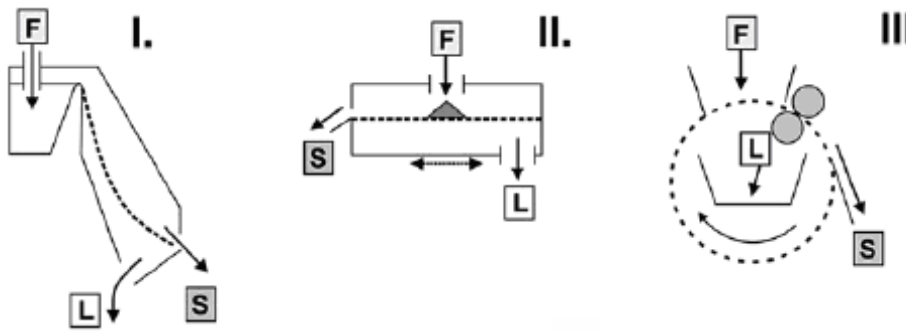


Figura 27. Sistemas de tamizado: I) Tamiz estático; II) Tamiz vibrador; III) Tamiz rotativo. Adaptado de Burton and Turner (2003).



Figura 28. Imágenes de diferentes sistemas de tamizado: a) Tamiz estático en una granja de vacuno; b) y c) tamices rotativos. M.C. García. Proyecto LIFE+ MANEV, 2015.

Tabla 13. Parámetros clave de la separación por tamizado

Tipo de purín	Purín de cerdo y vacuno (Flotats <i>et al.</i> , 2011)
Contenido de sólidos totales	No se recomienda para purines con un contenido en sólidos mayor del 6% (Chastain, 2013).
Tamaño de la malla	Purín de cerdo: no se recomienda tamaños de tamiz menores de 0,5 mm Purín de vacuno: se recomiendan mallas de entre 1.5-1,7 mm.

- **Filtración con presión.** Proceso físico en el que un tornillo prensa en el que se transporta el purín a través de un tamiz cilíndrico (0,5-1 mm) con un tornillo sinfín.

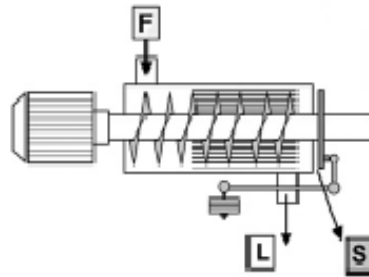


Figura 29. Esquema de un separador – tornillo sinfín. Adaptado de Burton and Turner (2003).



Figura 30. Imágenes de un tornillo prensa en una granja de cerdos. M.C. García. Proyecto LIFE+ MANEV, 2015.

La **coagulación-floculación** puede utilizarse de forma aislada o de forma complementaria a cualquiera de las técnicas de separación nombradas anteriormente. Consiste en la adición de químicos para mejorar el proceso de separación.

El método de separación influye en las posibilidades de recuperar los nutrientes del estiércol. Los distintos métodos afectan al reparto de nutrientes entre el líquido y el sólido (Hjorth *et al.*, 2010) (Tabla 14).

Tabla 14. Índices de separación de las diferentes tecnologías (Hjorth *et al.*, 2010).

Tecnología de separación	Índice de separación (%)				
	Volumen	Materia seca	N	NH4+-N	P
Sedimentación	22 (4)	56 (10)	33 (2)	28 (2)	52 (21)
Tamizado	23 (16)	44 (27)	27 (17)	23 (19)	34 (21)
Centrifugación	14 (7)	61 (16)	28 (10)	16 (8)	71 (14)
Filtración por prensado	11 (15)	37 (18)	15 (17)	2,6 ^a	17 (14)
Coagulación-floculación	22 (16)	70 (13)	43 (24)	20 (14)	79 (21)

Tabla 15. Complejidad, ruido y olor en las tecnologías de separación sólido-líquido (DG Environment, 2011).

Tecnología de separación	Complejidad	Ruido	Olor (escala 1-4)
Sedimentación	Baja	No	3
Tamizado	Baja	Sí	3
Centrifugación	Media	Sí	3
Prensado	Baja	Sí	3

La técnica de separación sólido-líquido sólo se aplica al purín, no al estiércol sólido, y no reduce la carga de nutrientes, sólo facilita el manejo y la gestión del estiércol. **Suele ser una etapa previa imprescindible para la aplicación de numerosos tratamientos.**

La fracción sólida rica en fósforo, nitrógeno orgánico, cobre y cinc puede aplicarse directamente al campo o utilizarse en procesos de compostaje. La fracción líquida, rica en nitrógeno amoniacal y potasio, puede destinarse a su aplicación al campo, utilizarse en sistemas de fertirrigación, alimentar tratamientos posteriores como por ejemplo nitrificación-desnitrificación, stripping de amoníaco o etapas posteriores de filtración, etc.

Los procesos de separación sólido-líquido reducen el volumen del estiércol a la vez que aumentan la concentración de nutrientes, reducen las emisiones de GEI derivadas del transporte y optimizan el uso y distribución de los nutrientes del purín sustituyendo a los fertilizantes sintéticos en zonas de menor densidad ganadera.

En la fracción líquida, originada en los procesos de separación mecánica del purín, las emisiones de metano suelen ser inferiores a las del purín sin tratar. Sin embargo, las emisiones de la fracción sólida pueden ser superiores. Generalmente se produce un balance favorable de reducción de emisiones GEI.

b. Acidificación

La acidificación del estiércol es un proceso por el que las emisiones de NH₃ y la producción de N₂O se reducen al disminuir el pH del estiércol. El proceso se ha utilizado de diversas maneras para reducir las emisiones de amoníaco y/o las pérdidas de N en la estabulación de los animales, en el almacenamiento y en el campo (Ward *et al.*, 2015 Proyecto LIFE+ MANEV).

En Dinamarca, por ejemplo la acidificación el purín hasta un pH próximo a 6, mediante el uso de ácido sulfúrico, es una medida que se viene utilizando de forma estratégica para la reducción de las emisiones de amoníaco. Aproximadamente un 10% del total del purín producido en 2012 fue tratado de este modo. Se reducen así las pérdidas y se dota al nitrógeno amoniacal del estiércol de una composición más estable que ofrece una mayor certidumbre acerca del N

aplicado al campo. Sin embargo, en las situaciones en las que sea necesario eliminar N, será más difícil llevar a cabo un proceso de stripping de amoníaco a pH alto y se necesitaría aumentar el consumo de bases para elevar el pH. El propósito que se persigue al utilizar una unidad de acidificación en la estabulación del ganado es mejorar el entorno en el que se crían los animales.

Esta tecnología se basan en el equilibrio del $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ en relación con el pH. El amoníaco tiene un pka de 9,25 y, así, cuanto más bajo sea el pH, mayor será la parte en estado de NH_4^+ , y en complejos con otros iones, y no se perderá en forma de NH_3 gaseoso. La técnica de acidificación consiste habitualmente en retirar el purín de los fosos mediante bombas en aquellos establos que tienen suelos de rejilla u otros sistemas de almacenamiento del estiércol bajo el suelo y enviarlo a la unidad o depósito de acidificación. Allí se mide el pH y se añade H_2SO_4 al 96% a una dosis de, aproximadamente, 5 kg por tonelada de estiércol mediante un sistema de control para obtener un pH de alrededor de 5,5 sin problemas de formación de espuma. El ácido se añade a la parte superior de un depósito conectado al establo. El tanque se agita suavemente para mezclar el ácido y se airea el proceso para evitar la formación de espuma antes de devolver el estiércol acidificado de nuevo a los establos. El purín de los establos se suele enviar a la unidad de acidificación a diario o semanalmente. El purín se retira periódicamente a un almacén exterior en el que se utiliza un sistema similar para la acidificación o bien se puede añadir directamente el ácido al tanque con el riesgo de formación de espuma.

Las unidades de acidificación suelen ser módulos independientes que solo requieren conexión a las fosas del estiércol y suministro eléctrico.

El bajo pH y, más específicamente, el alto contenido en azufre tras la acidificación puede causar problemas cuando se trata el purín en etapas posteriores como una digestión anaerobia. La acidificación también permite reducir las pérdidas de CH_4 durante el almacenamiento, debido a la inhibición de la metanogénesis, aunque estas emisiones dependen, en gran medida, del método de almacenamiento. Finalmente, la emisión de H_2S aumentará a un pH más bajo, aunque las evidencias sugieren que este es un efecto a corto plazo que puede atribuirse parcialmente al agitado.



Figura 31. Unidad de acidificación Infarm ©Lanbrugsavisen.

El pH inicial del estiércol para determinar la cantidad de ácido necesaria y el contenido en materia seca para garantizar una mezcla con el ácido adecuada son parámetros clave en esta técnica.

La acidificación del purín hasta un pH de 5,5, de acuerdo con la bibliografía consultada, permite alcanzar:

- Una reducción del 50-70% en las emisiones de amoníaco en los alojamientos animales y del 50-88% en las instalaciones de almacenamiento.
- Una reducción de entre el 17- 90% en el almacenamiento de CH₄.
- Un aumento en las emisiones de H₂S durante el proceso de acidificación, aunque esto es temporal.

La acidificación también tiene otros efectos:

- Una menor eficiencia de concentración de los nutrientes en la fracción sólida en procesos de separación, por ejemplo la estruvita se disuelve con un pH bajo y permanece en la fracción líquida.
- Un aumento en el crecimiento de las plantas, tal vez debido al S adicional.
- Una reducción de las emisiones de amoníaco en el compostaje de hasta el 70%.
- Una retención mayor de NH₄⁺ durante la filtración, dado que la mayor parte de NA es soluble a un pH bajo.
- Una producción más lenta de NA a partir de las proteínas debido a la reducción de la acción microbiana.

En cuanto a la reducción de emisiones gaseosas, los datos publicados parecen depender del tipo de ácido utilizado, aunque solo el H₂SO₄ se utiliza comercialmente de forma extendida. Los cambios en la reducción de emisiones no siempre están totalmente documentados y la gran variedad de valores sugiere que es difícil de medir.

El consumo de energía del sistema es muy bajo pero el sistema requiere de personal diestro y los costes de inversión y especialmente de operación debido al consumo de ácido son importantes.

c. Sistemas de filtración, ultrafiltración y ósmosis inversa

Los sistemas de filtración se han venido utilizando desde hace tiempo para proporcionar agua potable limpia, pero en los últimos años se han investigado para el tratamiento de estiércol líquido. El objetivo de estos procesos es el de separar los sólidos de un determinado tamaño de la matriz líquida y obtener una corriente con un bajo contenido de sólidos (permeato) y una corriente concentrada. En función del tamaño de poro de la membrana semipermeable se habla de microfiltración (MF), ultrafiltración (UF) o nanofiltración (NF). En el supuesto de que se suministre presión para invertir el flujo osmótico se denomina ósmosis inversa (OI).

La MF y la UF se utilizan, principalmente, para reducir los sólidos, mientras que la NF y la OI se utilizan para eliminar nitrógeno amoniacal y potasio. La MF y la UF funcionan a baja presión debido a que las moléculas y partículas eliminadas son relativamente grandes, y esto se refleja en el caudal que pasa a través de la membrana del filtro.

El proceso seguido es el de una separación tradicional (la fracción líquida sigue la vía de la filtración) y a menudo se emplea una prefiltración de en torno a 100µm para eliminar partículas más pequeñas y evitar obstrucciones o daños a la membrana.

Su viabilidad económica limita seriamente la aplicación en el tratamiento de purines de cerdo puesto que es necesario un pretratamiento intensivo, se producen obturaciones e incrustaciones que obligan a cambiar frecuentemente las membranas, y tienen un elevado coste energético (Proyecto LIFE Futur Agrari, 2017).

La MF puede eliminar el 75% de los sólidos en suspensión, el 85% de la DQO pero < 20% N. Casi el 90% del fósforo puede ser eliminado por UF, dado tiende a asociarse con partículas de 0,45-10 µm. La NF elimina el 52% del nitrógeno amoniacal y el 78% del potasio.

Con respecto a la OI, se ha descubierto que la retención del nitrógeno amoniacal se encuentra en el rango del 93% al 99,8%, produciendo un concentrado de entre 6–10 g/l. Aumenta mucho a un pH bajo; en las membranas de OI puede acercarse al 100% a un pH 4. También se ha demostrado que la retención de los sólidos totales en los sistemas de OI varía entre el 83% y el 100%.

La retención de partículas siguiendo el orden MF<UF<NF<OI significa que el rendimiento es mejor en detrimento de un aumento de presión (y del consumo energético) y de un menor caudal.

El consumo típico de los sistemas de filtración es de 0,2-1 kWh/m³ para la UF, 0,7-1,5 kWh/m³ para la NF y de 1,5- 10 kWh/m³ para la OI (www.agro-technology-atlas.eu), aunque puede alcanzar cifras mayores. El mayor consumo de energía de los sistemas que tienen un tamaño menor de retención de partículas aumentará mucho la inversión y los costes operativos.

La filtración del estiércol puede no tener un impacto directo en las emisiones de gases de efecto invernadero, pero la eliminación del nitrógeno amoniacal permite reducir las emisiones de N₂O de las fracciones sólidas. Las fracciones sólidas del estiércol también tienen una emisión más baja de metano debido a su naturaleza más aerobia del material, pero podría haber emisiones considerables de CH₄ y NH₃ procedentes de la fracción líquida, dependiendo de la técnica de almacenamiento y de aplicación utilizada: un aumento de N en la fracción líquida podría volatilizarse, depositarse y convertirse en N₂O, mientras que la naturaleza anaerobia del líquido puede generar emisiones de CH₄. La fracción líquida tiene una DQO más reducida que el estiércol, pero como la DQO se concentra en forma soluble o contenida en las partículas más pequeñas, la producción de CH₄ sería bastante rápida una vez que se dieran condiciones anaerobias.

Debido a los altos costes operativos y de mantenimiento, es probable que la filtración de estiércol siga siendo viable solo en situaciones muy especiales. Si se realizaran mejoras en los materiales, tanto en cuanto a costes como a longevidad, estas tecnologías se volverían más generalizadas.

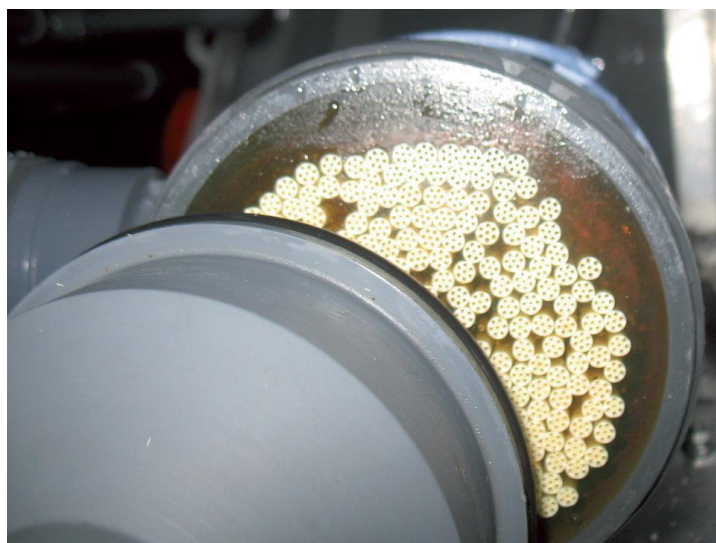


Figura 32. Unidad de ultrafiltración.



Figura 33. Unidades de microfiltros rotativos.

d. Digestión anaeróbica



Figura 34. Plantas de codigestión de ViladeMuls (Cataluña) con purín bovino y de Almazán (Castilla y León) con purín porcino.

La digestión anaerobia es un proceso microbiológico en el que la materia orgánica se transforma en biogás, un gas inflamable constituido, principalmente, por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), con un contenido en metano (CH_4) que varía desde el 55% al 75% en volumen (LIFE+ MANEV, 2015). Si este gas contiene CH_4 en concentraciones superiores al 60 %, con un poder calorífico inferior del orden de 5.500 kcal/m^3 se designa como biogás y es almacenado y utilizado como fuente de energía renovable.



Figura 35. Planta de codigestión de la Universidad de Aarhus (Dinamarca).

La **codigestión** es la digestión conjunta de dos o más sustratos diferentes. Se utiliza para optimizar la digestión anaerobia y superar algunas de las limitaciones en la implantación de este proceso. La ventaja principal radica en el aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los sustratos por separado. Un contenido en nutrientes equilibrado, una relación C/N apropiada y un pH estable son prerequisites necesarios para que el proceso se desarrolle de manera estable (Proyecto LIFE Futur Agrari, 2017).

El proceso de digestión anaerobia contribuye positivamente a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero de dos formas: reduciendo las emisiones de metano naturales a la atmósfera y reduciendo el consumo de combustibles fósiles cuando son sustituidos por el biogás como fuente de energía. Una planta típica de digestión anaerobia a escala de granja que trate estiércol (junto con el 5% de los cosustratos) reduce entre 50 y 70 kg CO₂ eq./t estiércol, con respecto a una situación de referencia en la que se utilice el estiércol como fertilizante tras 4-6 meses de almacenamiento (Foged *et al.*, 2011).

Este proceso convierte parte del nitrógeno orgánico en amonio, aumentando este hasta un 20% en el digerido (Foged *et al.*, 2011) y mejorando su disponibilidad para los cultivos agrícolas.

Las etapas del proceso biológico son:

1. Hidrólisis
2. Acidogénesis
3. Acetogénesis
4. Metanogénesis

En función de la temperatura a la que tiene lugar el proceso biológico, se puede clasificar en proceso mesófilo: 30-45 °C o en proceso termófilo: 55 °C (X. Flotats y A. Bonmatí. Proyecto LIFE+ MANEV, 2015). Se recomienda que el contenido en materia seca no supere el 10-12,5%. Esta es una limitación esencialmente debida al funcionamiento de los equipos mecánicos de

bombeo y agitación en las instalaciones. El tiempo de retención hidráulica suele oscilar entre los 15-40 días.

Aunque también se dan configuraciones de una única etapa, lo habitual es encontrar procesos de dos etapas en línea en los que en la primera etapa tiene lugar la hidrólisis y en la segunda la metanogénesis (mayor producción de biogás).

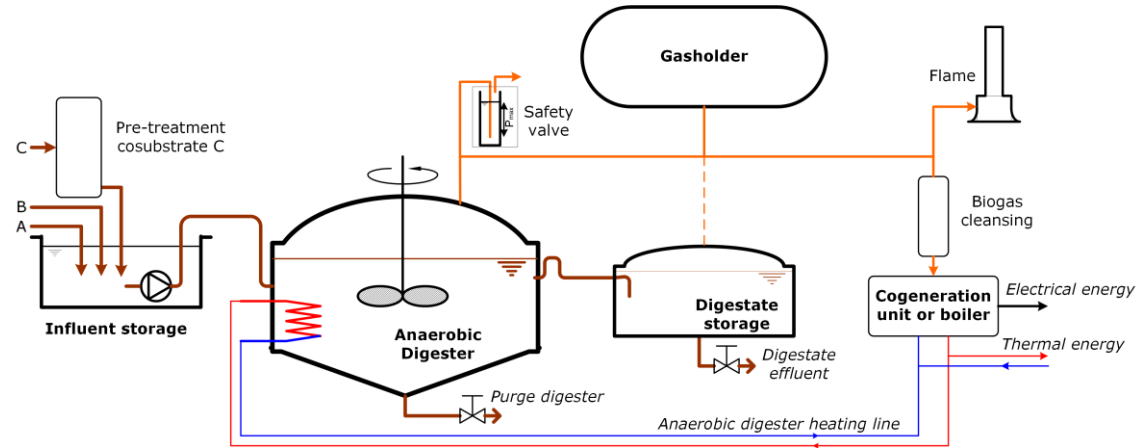


Figura 36. Esquema general de una planta de codigestión..

Los productos finales del proceso son un digerido con un valor añadido como fertilizante orgánico y biogás, que en una unidad de cogeneración puede ser transformado en calor y electricidad o directamente, ser utilizado como fuente de calor en una caldera de gas. Este último suele ser el objetivo perseguido cuando se lleva a cabo el proceso de digestión anaerobia en la propia balsa de almacenamiento de purín a través de la instalación de una cubierta y sistema de recuperación del biogás en las explotaciones ganaderas.



Figura 37. Imágenes de sistemas de digestión anaerobia instalados en los sistemas de almacenamiento de purín en explotaciones ganaderas.

Algunos estudios señalan que la digestión anaerobia tiene efectos importantes en la reducción de las emisiones olor y las molestias, el aumento de la biodisponibilidad del nitrógeno y el

saneamiento (DG Environment, 2016), especialmente durante la aplicación del digerido como fertilizante (MAGRAMA, 2015). No obstante la concentración de nitrógeno total no se modifica en el proceso por lo que en las explotaciones o zonas con excedentes de este elemento no se resuelve el problema (MARM, 2010).

En las monitorizaciones hechas en plantas de digestión anaerobia a gran escala en el marco del proyecto LIFE+ MANEV, la reducción del potencial de calentamiento global debido a la mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero (debidas al CH₄) alcanzada osciló entre un 64 y un 80% en plantas de codigestión de purín vacuno y de un 40% en el caso de purín porcino (LIFE+ MANEV, 2015).

Una planta típica de DA a escala de granja que trate estiércol (junto con 5% de cosustratos) **reduce entre 50 y 70 kg CO₂ eq. /t estiércol**, con respecto a una situación de referencia en la que se utilice el estiércol como fertilizante tras 4-6 meses de almacenamiento (Foged *et al.*, 2011).

La digestión anaerobia es un proceso que, en zonas de elevada carga ganadera puede facilitar la implantación de otros tratamientos de eliminación o reducción con elevado consumo energético, pero no aporta reducciones en la carga de nutrientes por sí mismo.

La co-digestión con residuos industriales orgánicos permite aportar al sistema un mayor potencial energético (calor y electricidad).

La **digestión anaerobia** proporciona beneficios medioambientales directos e indirectos. Permite:

- Obtener un producto más estable que el purín para su almacenamiento y su uso agrícola como fertilizante
- Reducir el olor y las emisiones de metano (GEI)
- Eliminar semillas, parásitos, huevos y larvas de insectos.
- Valorizar energética, agronómica y económica el estiércol animal y de los purines
- Reducir el consumo de fertilizantes sintéticos fabricados a partir de fuentes no renovables.

La digestión anaeróbica tiene un impacto limitado en el medio ambiente, que está relacionado con la producción de biogás en sí:

- Riesgo de olores, resuelto quemando componentes olorosos en el aire de extracción u otras técnicas de tratamiento de olores
- Riesgo de explosión, resuelto mediante la utilización de equipos a prueba de explosiones
- El reciclaje del digerido como fertilizante en la agricultura es considerada la única utilización sostenible. Por ello, debe cumplir con unos estándares de calidad que garanticen que su aplicación en tierras agrícolas no tiene riesgos para los seres humanos, los animales o el medio ambiente.

La **digestión anaerobia** ofrece la posibilidad de implementar otras tecnologías de tratamiento de forma sostenible. Los beneficios derivados de la producción de energía permiten afrontar las inversiones necesarias de procesos que permitan convertir el digerido en productos finales con mejores propiedades para su distribución y aplicación al campo o que ofrezcan características más aceptadas por el mercado.

El uso del biogás como fuente de energía renovable responde al principio de recuperación energética a partir de los residuos. Un metro cúbico de biogás permite obtener 1,8-2 kWh de energía eléctrica y 2-3 kWh de energía térmica.

Según datos recogidos en los informes del proyecto Manure Processing Activities in Europe (Foged *et al.*, 2011) a partir de datos plantas biogás Dinamarca donde está más extendido la

implantación de procesos termófilos, la producción media de biogás a partir de purín es de 22 m³ biogás/t purín (6% en materia seca), proporcionando después del autoconsumo en el propio proceso aproximadamente 2,5 kWh/m³ biogás de energía eléctrica y 2,0 kWh/m³ de biogás de energía térmica.

Los principales beneficios del biogás respecto a otros carburantes son:

- No emite SO₂
- Reduce la concentración de materia particulada
- Mitiga la dependencia de otros combustibles fósiles

Parte de la energía generada con el biogás, puede ser consumida en el propio proceso. La energía térmica se utiliza para mantener la temperatura en los digestores consumiéndose aproximadamente un 15% en procesos mesófilos y un 25% en procesos termófilos, y la energía eléctrica se destina a abastecer los consumos de los sistemas de bombeo, mezcla, transporte y otros, lo que supone aproximadamente un 3-4% de la energía eléctrica producida. El excedente de energía puede utilizarse en la propia granja o exportarse al exterior.

La **producción de biogás** depende mucho del tipo de **sustrato** utilizado. El control de calidad de la materia prima que se alimenta al proceso de digestión anaerobia es la forma más importante de garantizar un producto final de calidad, adecuado para un reciclaje seguro para humanos, animales y el medio ambiente (IEA Bioenergy, 2012)

Tanto en un sistema de centralizado como a escala de granja, a menudo es necesario el uso de cosustratos que aumenten la producción de biogás:

- *La producción de biocombustibles utilizando únicamente estiércol animal no es económicamente sostenible, y es necesario añadir biomasa de otras fuentes» (Møller et al., 2007).*
- *Los bajos rendimientos de producción de biogás y su elevado contenido en agua (costes de transporte y elevada demanda de energía térmica en el proceso) constituyen una barrera para la producción de biogás sostenible a partir de purín porcino (Rodríguez-Abalde et al., 2017).*
- *La co-digestión con otras fuentes de residuos orgánicos, combinada con buenas prácticas de manejo del estiércol, ha demostrado una mejora en la viabilidad económica de muchas instalaciones de agro-biogás individuales o centralizadas (Rodríguez-Abalde et al., 2017).*

El éxito de la co-digestión radica en la **selección de co-sustratos** que deben:

1. Tener **características complementarias**.
2. Estar **disponibles en el área** donde se ubica la planta de biogás (sinergias con la industria agroalimentaria desarrollada en esa área).

El **purín de cerdo** se caracteriza por su **alta capacidad tampón** y contiene una **amplia variedad de micro y macronutrientes** necesarios para el crecimiento y la actividad de microorganismos anaeróbicos, pero muestra una alta concentración de amonio y un bajo contenido de materia orgánica (Hartmann y Ahring, 2006). Los principales sustratos utilizados en procesos de digestión anaerobia son:

- estiércol animal
- cultivos energéticos (por ejemplo maíz)*
- residuos orgánicos de la industria de procesamiento (glicerina, colas de remolacha, residuos animales, residuos de pulpa de fruta).

Tabla 16. Potenciales de producción de biogás de algunos residuos orgánicos de la industria alimentaria y de la fracción orgánica de residuos municipales (Proyecto PROBIOGAS, 2009).

Tipo	Contenido orgánico	SV (%)	Producción biogás (m ³ /t residuo)
Intestinos + contenidos	Hidratos de carbono, proteínas, lípidos	15-20	50-70
Fangos de flotación	65-70% proteínas, 30-35% lípidos	13-18	90-130
BBO (tierras filtrantes de aceites, con bentonita)	80% lípidos, 20% otros orgánicos	40-45	350-450
Aceites de pescado	30-50% lípidos	80-85	350-600
Suero	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	7-10	40-55
Suero concentrado	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	18-22	100-130
Hidrolizados de carne y huesos	70% proteínas, 30% lípidos	10-15	70-100
Mermeladas	90% azúcares, ácidos orgánicos	50	300
Aceite soja/ margarinas	90% aceites vegetales	90	800-1 000
Bebidas alcohólicas	40% alcohol	40	240
Fangos residuales	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	3-4	17-22
Fangos residuales concentrados	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	15-20	85-110
FORSU separada en origen	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	20-30	150-240

Según algunos autores, en España el modelo alemán de codigestión con cultivos energéticos no es viable debido a las inferiores producciones agrícolas. La opción más adecuada sería la utilización de residuos agroalimentarios y glicerina (Rodríguez-Abalde *et al.*, 2017).



Figura 38. Unidad de cogeneración instalada en una planta de codigestión anaerobia con purín de vacuno.

Además de la valorización energética directa del biogás para la obtención de energía eléctrica y térmica en calderas y unidades de cogeneración, este tiene otros usos potenciales tales como combustible de vehículos, sustituto del gas natural y producción de biometano. El uso **óptimo** y económico del biogás es **específico de cada caso** y debe determinarse mediante estudios de viabilidad.

Probables **mercados futuros** para el biogás (Foged *et al.*, 2011):

1. Producción local de calor, reemplazando el uso de gas natural en las plantas de calefacción urbana.
2. Sector del transporte preferiblemente sin necesidad de mejorar la calidad del biogás - tecnologías actuales bastante costosas.
3. Conversión a electricidad.

Para utilizar el biogás como biocombustible o para inyectarlo en la red de gas natural es necesario refinarlo aún más para obtener el **95-98%** del contenido de **metano (biometano)**

La **inyección a la red de gas natural** permite almacenar el biometano y utilizarlo a distancia para consumirlo donde y cuando la eficiencia de conversión de energía sea mayor, en vez de transformarlo en electricidad en planta sin recuperar de forma útil y eficiente el calor desaprovechado.

Restricciones en el **uso del biometano**:

- Requiere una elevada inversión
- Los costes de operación varían muy significativamente en función de los sustratos y la disponibilidad de superficie agrícola para la gestión del digerido
- Requiere un tiempo de realización
- Es muy importante el factor escala
- No existe una seguridad regulatoria

El proceso de digestión anaerobia contribuye significativamente a la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero de dos maneras:

- disminuyendo las emisiones naturales de metano a la atmósfera
- disminuyendo el consumo de combustibles fósiles si éste es sustituido por el biogás.

Las estimaciones muestran que en conjunto, el biogás tiene un potencial de reducción de gases de efecto invernadero desarrollados naturalmente (metano y óxido nitroso) de 3,2 kg CO₂ eq./ m³ biogás si sustituye a los combustibles fósiles (BS2020, 2011).

RECOMENDACIONES en el uso de esta tecnología

- Si C/N > 35: el N es el factor limitante para el crecimiento de las bacterias. Si se persigue un proceso de DA adecuado, es necesario aportar N alimentando otros materiales o productos químicos.
- Si la T < 0 °C es necesario tener precaución con los sistemas de bombeo y con el consumo de energía térmica para calentar el flujo de entrada al proceso. Un aislamiento adecuado puede ser crucial para mantener la T interior de los digestores lo más constante posible.
- Usar cosustratos que no aporten azufre (S)
- pH: 6,5 - 8,5
- Relación C/N : 10 - 40

- Concentración de nitrógeno amoniacal < 6000 mg/kg. Puede inhibir el proceso biológico.
- Si la relación C/N < 15 el contenido en nitrógeno amoniacal puede ser demasiado elevado en el proceso de DA
- Carga orgánica > 6 kg VS/m³ reactor*día



Figura 39. Plantas de biogás en Almazán (Soria) y Caparroso (Navarra) que operan con purín.

El biogás en Europa

La creciente demanda de fuentes de energía renovables y la reutilización de residuos requieren buenas soluciones tecnológicas, alineadas con las actuales normativas y políticas europeas.

El aprovechamiento del biogás como fuente de energía renovable es una práctica extendida en Europa. El 66,5% de la producción primaria de biogás en la UE procede de sustratos del sector agro-ganadero y RSUs (EurObserv'ER, 2013).

No obstante, el uso de esta tecnología está condicionado por el marco legislativo local que afecta a los sustratos, a las instalaciones y sus actividades y a los productos que se obtienen (biogás y digerido), así como por la disponibilidad de superficie agrícola para llevar a cabo una correcta valorización agronómica.

En algunos países de la UE la ausencia de políticas de promoción de biogás significa que actualmente no se está utilizando todo su potencial.

Alemania, Italia y Reino Unido son responsables de más del 77% de la producción de biogás de la UE.

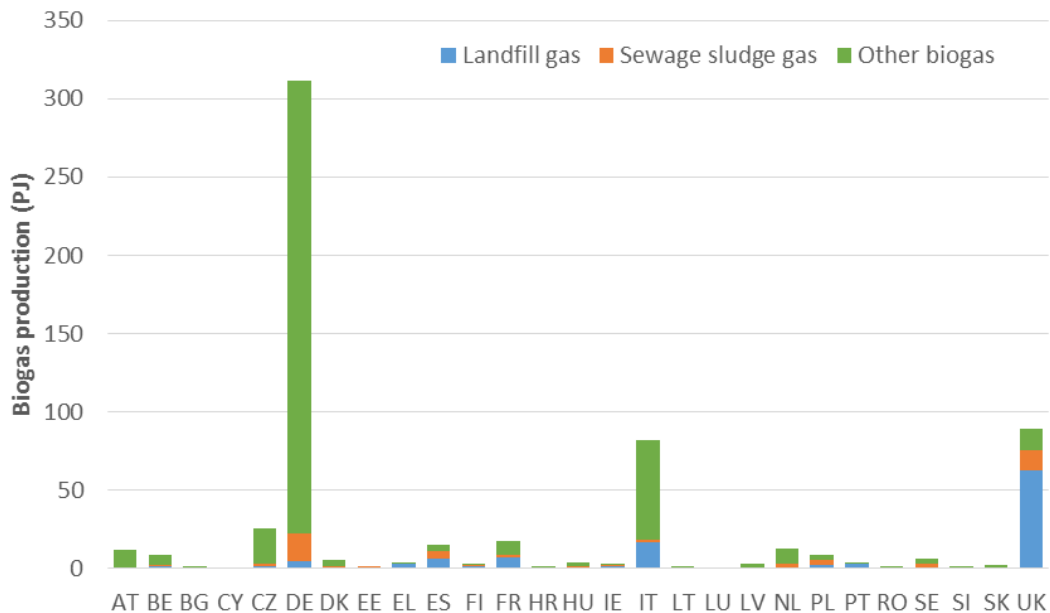


Figura 40. Producción de biogás de los Estados Miembros en 2014 (EurObserv'ER, 2015).

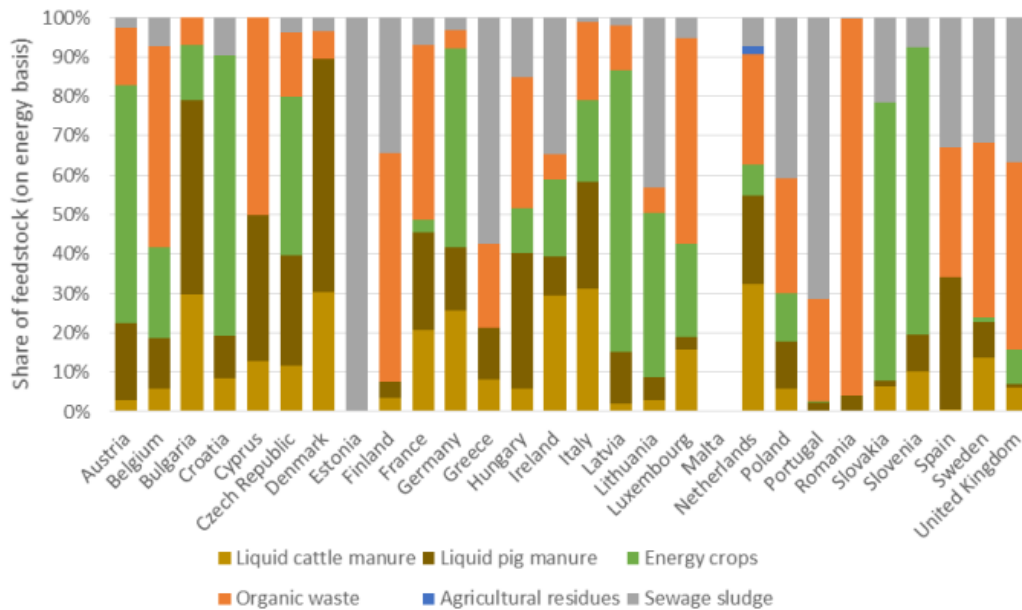


Figura 41. Origen de los sustratos utilizados en la producción de biogás (EurObserv'ER, 2015).

El Parlamento Europeo, define el 7 de febrero de 2008 en su Informe *Biogás como recurso vital* las siguientes premisas:

1. Reconoce que el biogás es un recurso energético vital que contribuye a un desarrollo económico, agrícola y rural sostenible y a la protección del medio ambiente;
2. Destaca la contribución que el biogás puede aportar a la reducción de la dependencia energética de la Unión Europea;
3. Subraya que la producción de biogás a partir de estiércol, lodos y residuos municipales, orgánicos y animales favorece la diversificación del sector energético y puede de ese modo, en creciente medida, contribuir a la seguridad, competitividad y sostenibilidad del aprovisionamiento energético europeo, ofreciendo asimismo a la agricultura nuevas perspectivas de ingresos;
4. Considera que la utilización de biogás, especialmente para la producción de calor y electricidad, podría contribuir significativamente al objetivo de que, con carácter vinculante a partir del año 2020, el 20 % de la energía consumida en la Unión Europea proceda de fuentes renovables;
5. Subraya que, a largo plazo, las energías renovables tales como el biogás y los biocombustibles, en conjunción con la energía solar y la energía eólica y a condición de realizar mayores esfuerzos en materia de investigación, pueden lograr una más amplia independencia respecto de las fuentes energéticas fósiles y atómicas;
6. Alienta tanto a la Unión Europea como a los Estados miembros a explotar el elevado potencial del biogás, creando un entorno favorable y manteniendo y desarrollando los regímenes de ayuda para incentivar las inversiones en plantas de biogás y el mantenimiento de las mismas

A pesar de esto, La Comisión Europea, en Diciembre de 2016, en su informe *Optimal use of biogas from waste streams. An assessment of the potential of biogas from digestion in the EU beyond 2020 European Commission*, constata e identifica las principales barreras en el desarrollo de las tecnologías de producción de biogás en Europa:

- Ausencia de un marco normativo y un esquema de apoyo efectivo estable y fiable

- Complejidad y duración de los trámites administrativos
- Acceso a la financiación
- Percepción social negativa
- Falta de estrategia a largo plazo
- La gestión y/o tratamiento del digerido

De forma más específica, se identifican en este informe, para el caso de España, como las principales barreras en el desarrollo de las tecnologías de producción de biogás:

- Ausencia de un marco normativo y un esquema de apoyo efectivo en el sector eléctrico
- Falta de instrumentos de apoyo basados en la producción de biogás
- Escasos objetivos en el mercado del transporte con biocarburantes.

El sistema tarifario energético español hace que la producción de electricidad a partir del biogás no sea atractiva y es necesario desarrollar modelos alternativos para el uso del biogás, como el biometano, la inyección a red y su uso en el transporte.

Para el desarrollo de una industria del biometano en España, sería necesario establecer políticas, inexistentes hoy en día, en un amplio espectro de sectores incluyendo energía, medioambiente, gestión de residuos y agricultura.

e. Tratamientos biológicos de nitrificación/desnitrificación

Los tratamientos de eliminación de nitrógeno mediante nitrificación-desnitrificación se aplican a la fracción líquida del purín, hecho que implica una etapa previa de separación en fracción sólida (FS) y fracción líquida (FL). Este proceso pretende transformar el nitrógeno amoniacal en molecular (N_2), gas inocuo que será transferido a la atmósfera, a la vez que se reduce la carga de materia orgánica. El proceso combina dos fases: oxidación (aeróbico) y anoxia (anaeróbico) (figura 42), en las que se degrada la materia orgánica y el nitrógeno amoniacal se transforma en nitrato respectivamente.

El tratamiento requiere una operación compleja y sólo personal formado debe realizar la gestión del sistema.

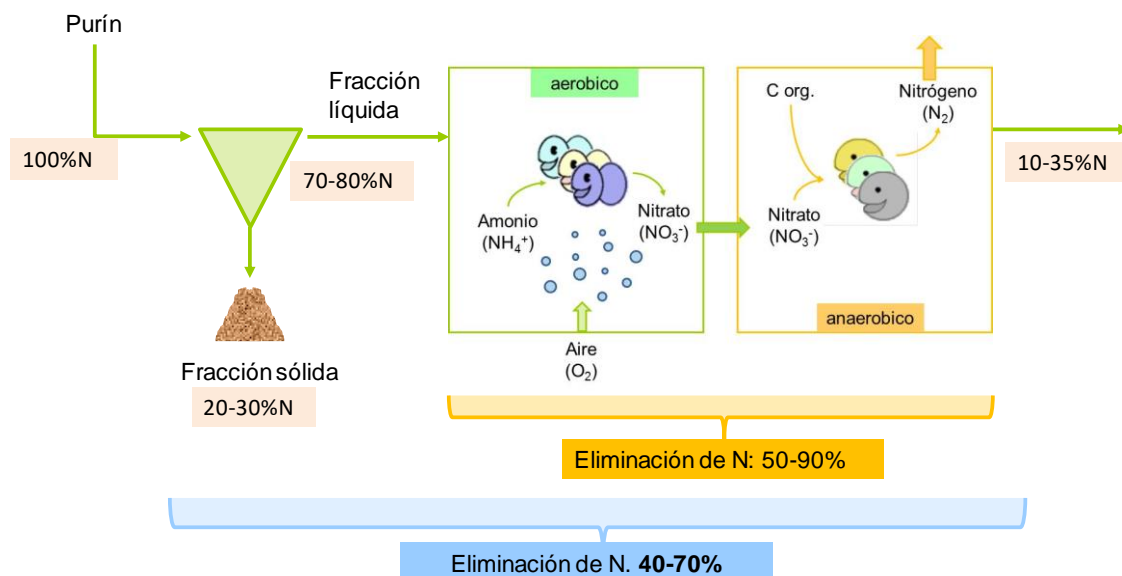


Figura 42. Línea de proceso de un tratamiento de nitrificación/desnitrificación y rendimientos de eliminación de nitrógeno alcanzados (Provolo et al., 2015 Proyecto LIFE+ MANEV).

Para garantizar la concentración de O_2 necesaria en la fase aerobia se inyecta aire mediante sistemas de aireación y difusores o a través de sistemas de agitación superficial.

La eficiencia de eliminación de nitrógeno es un parámetro de diseño de este proceso, dado que su valor se utiliza para dimensionar la planta y sus equipos. Puede variar en un rango de valores entre el 60 y el 90% para configuraciones de nitrificación/desnitrificación en tanques separados y entre el 30 y el 70% en configuraciones SBR en un único tanque alternando ciclos de aireación/anoxia (proyecto LIFE+ MANEV, 2015).

Durante el tratamiento es posible que se produzcan emisiones de amoníaco (NH_3) y de óxido nitroso (N_2O) a la atmósfera, pero estas emisiones pueden contenerse mediante una configuración y gestión adecuadas de la planta (Béline y Martínez, 2002).



Figura 43. Imagen de un reactor de aireación en un proceso de nitrificación-desnitrificación.

A grandes rasgos, según el tipo de flujo hidráulico es posible hablar de sistemas continuos o bien de sistemas discontinuos. La diferencia básica entre un sistema de flujo continuo y uno discontinuo es que el funcionamiento del primero está orientado en el espacio, en cambio, el segundo lo está en el tiempo (Proyecto LIFE Futur Agrari, 2017).

Figura xx.

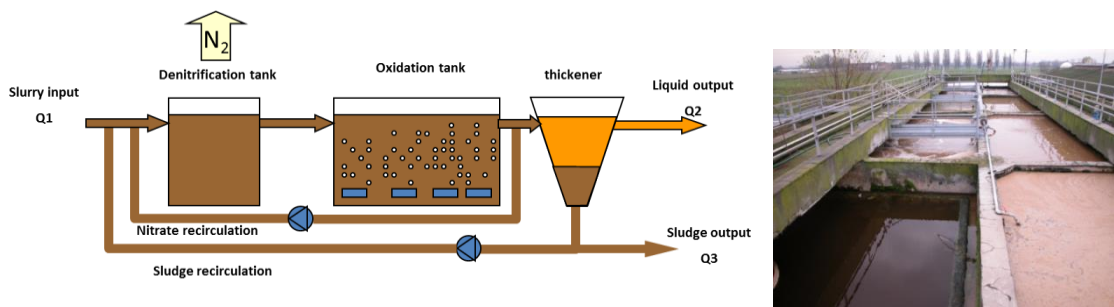


Figura 44. Línea de proceso de un tratamiento de nitrificación/desnitrificación. Configuración N/DN en dos tanques distintos (Provolo et al., 2015 Proyecto LIFE+ MANEV).

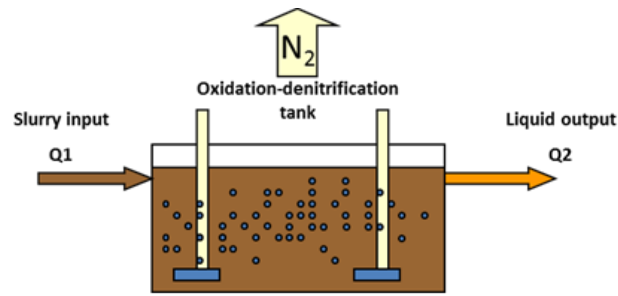


Figura 45. Línea de proceso de un tratamiento de nitrificación/desnitrificación. Configuración SBR en un único tanque con ciclos de aireación secuenciales (Provolo et al., 2015 Proyecto LIFE+ MANEV).

Durante el proceso de nitrificación-desnitrificación se producen pérdidas de N_2O . Las emisiones de este poderoso GEI dependen, principalmente, de la correcta gestión de la planta. Un valor de referencia podría ser un 5%, media entre los valores de 0-10% reportados por Béline y Martínez (2002). También puede producirse volatilización de amoníaco en algún punto del proceso.

Los parámetros clave del proceso suelen ser:

- Tasa de nitrificación y desnitrificación
- Sólidos totales y sólidos en suspensión → ST <25 kg/t (NDN)
ST <30 kg/t (SBR)
- Temperatura
- Tipo de sistema de aireación → 2 mg/l de oxígeno
- Carbono orgánico

La tecnología de nitrificación/desnitrificación proporciona:

- Una solución a aquellas granjas que no disponen de otra alternativa para la gestión del excedente de N
- Es la única opción para la eliminación de N en una forma inocua para el medioambiente (N gas))
- Se reducen los olores
- Se reducen las emisiones de GEI y NH_3

Es importante destacar que, entre otras, algunas de las restricciones en el uso de esta tecnología son:

- Consumo de energía muy elevado (bombeos y aireación).
- Disminuye el valor fertilizante del producto final.
- Si no se realiza correctamente, parte el nitrógeno puede emitirse en forma de NH_3 o N_2O .
- Tiene elevados costes de inversión y operación.

No obstante, su combinación con la digestión anaerobia mejora la sostenibilidad del proceso.

Este tipo de tratamiento es adecuado para granjas que no pueden encontrar otras soluciones para la gestión del exceso de nitrógeno. Es la única tecnología que reduce el contenido de nitrógeno en el efluente de forma que no plantee problemas ambientales (nitrógeno molecular).

Los altos costes de inversión y gestión hacen que estos sistemas sean caros, por lo que su elección debe sopesarse con sabiduría y con ayuda técnica cualificada. En consecuencia, este proceso no está muy extendido. No obstante, en algunas zonas de ganadería intensiva, como

por ejemplo Bretaña (Francia), la tecnología está más extendida ha llegado a representa el 90% de las unidades de tratamiento de las granjas (Béline *et al.*, 2004).



Figura46. Imágenes de procesos de nitrificación/desnitrificación

El grupo de trabajo en nitrógeno reactivo de Naciones Unidas señala que la eficiencia y fiabilidad de este sistema y su impacto en las emisiones necesita de una mayor investigación y estudio (UNECE, 2014).

f. Compostaje

En el proceso de compostaje, el cual ocurre de manera espontánea, los microorganismos mineralizan y metabolizan con facilidad los compuestos orgánicos simples en presencia de oxígeno, produciendo CO_2 y compuestos inorgánicos. Los compuestos orgánicos, se transforman en un sustrato orgánico llamado compost. Es un proceso biooxidativo en el que tiene lugar una mineralización y humificación parcial de la materia orgánica (MO), lo cual genera un producto final estabilizado, libre de fitotoxicidad y agentes patógenos y con ciertas propiedades húmicas (Zuconni y de Bertoldi, 1987). Así pues, ayuda a reciclar elementos de interés agronómico (macro y micronutrientes, MO), reduce el volumen de residuos y el contenido en humedad, degrada sustancias orgánicas tóxicas y reduce el riesgo de transferencias de agentes patógenos y de las semillas de las malas hierbas, haciendo el material más fácil de manejar, peletizar y transportar fuera de las regiones de producción. (Proyecto LIFE+ MANEV, 2015).

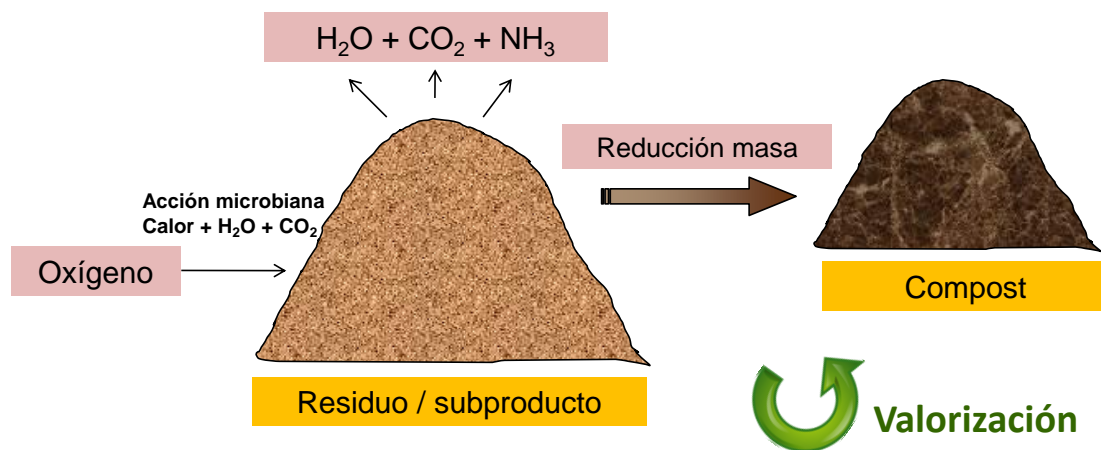


Figura 47. Esquema del proceso de compostaje. M.P. Bernal. Proyecto LIFE+ MANEV, 2015.

El compostaje requiere una etapa de separación de fases previa en el caso del purín y la adición de cosustratos para poder llevar a cabo el proceso de compostaje de forma eficiente.

La tecnología de compostaje proporciona:

- Eliminación de patógenos y semillas
- Estabilización microbiana

- Reducción del volumen y la humedad
- Eliminación de malos olores
- Fácil almacenamiento, transporte y uso
- Obtención de un buen material fertilizante o enmienda



Figura 48. Imágenes de pilas de compostaje. Proyecto LIFE+ MANEV, 2015.

RESTRICCIONES en el uso de esta tecnología (Bernal, 2015):

- Elevado coste de la instalación y del mantenimiento
- Necesidad de un material estructurante: cosustrato
- Necesidad de pre-tratamiento: separación (sólidos totales >300 kg/t)
- Es necesario una gran superficie para la instalación y almacenamiento
- La calidad puede estar limitada por Zn y Cu procedente del purín de lechones

Los resultados experimentales obtenidos en el compostaje de estiércol sólido, con o sin cosustratos son muy variables, y con frecuencia muestran un aumento de las emisiones de NH_3 . Por esta razón, los sistemas de compostaje de estiércol deben considerar la inclusión de métodos adicionales para reducir las emisiones de NH_3 de esta fuente, tales como cubiertas y sistemas de lavado de aire (UNECE, 2014).

Es posible que también se produzcan emisiones de CH_4 y compuestos orgánicos volátiles cuando en la matriz del sustrato sometido a compostaje existen zonas en condiciones de anaerobiosis (MAGRAMA, 2015).

La producción de CH₄ se relaciona exponencialmente con la temperatura. La emisión puede ser alta durante la fase termófila y descender a velocidades bajas en la fase mesófila debido a la menor T y al agotamiento de la materia orgánica de fácil descomposición

La relación de las emisiones de N₂O con la temperatura es inversa a las del CH₄ en el proceso de compostaje.

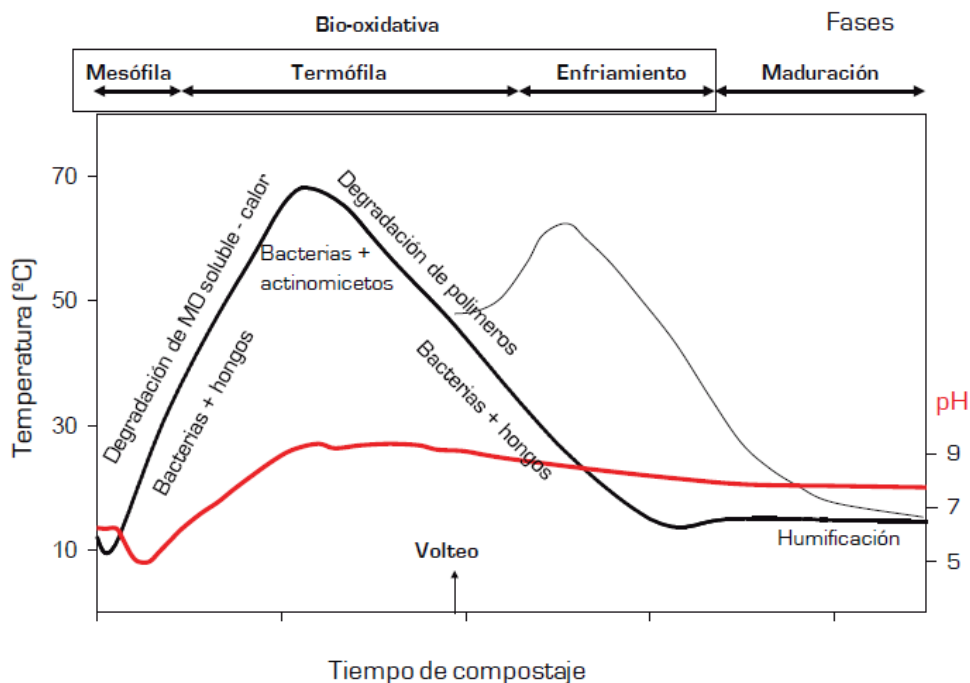


Figura 49. Perfil de temperatura que describe las diferentes fases del proceso de compostaje (la línea más delgada indica la temperatura tras un volteo mecánico). Bernal et al., 2009.

El uso de agentes estructurantes puede reducir la emisión de N₂O y de CH₄ (Pardo et al., 2015) debido a un aumento de la porosidad, un mayor intercambio de aire y una reducción de las zonas anaerobias en la pila (Sommer y Moller, 2000).

g. Tecnologías de aireación (tratamiento aeróbico)

Es el proceso equivalente al compostaje pero aplicado a un residuo líquido. Cuando el residuo tiene la suficiente materia orgánica como para que su degradación genere un incremento de temperatura hasta el rango termófilo y se mantenga esta temperatura, el proceso recibe el nombre de ATAD, acrónimo inglés de Autoheated Thermophilic Aerobic Digestion. Del mismo modo que en el compostaje, la materia orgánica se degrada biológicamente en presencia de oxígeno, mediante reacciones exotérmicas, de forma que si el proceso se desarrolla en reactores convenientemente aislados, la temperatura se incrementará hasta por encima de los 50° C (Proyecto LIFE Futur Agrari, 2017).

Varios estudios han concluido que se produce una reducción de las emisiones de metano y un incremento de las emisiones de N₂O y se aumenta el potencial de pérdidas de nitrógeno en forma de amoníaco. Las emisiones de óxido nitroso pueden alcanzar hasta el 20% del nitrógeno total en el purín, por lo que se debe prestar especial atención a la conservación del nitrógeno durante la fase de tratamiento.

h. Stripping

El proceso de stripping es un proceso físico-químico cuyo objetivo es la transferencia del amoníaco volátil (muy dependiente del pH y de la T) de la fracción líquida a fase gas y posteriormente recuperarse en una solución ácida como sal de amonio. La principal limitación del proceso aplicado a purines de cerdo es el desplazamiento del equilibrio amonio-amoniaco. Esto se puede conseguir aumentando el pH hasta 12 y/o aumentando la temperatura.

La tecnología de stripping permite reducir el contenido en nitrógeno del purín y/o digerido sin eliminarlo, para producir un fertilizante comercial con valor (sulfato amónico) (Piccinini *et al.*, 2015. Proyecto LIFE+ MANEV).

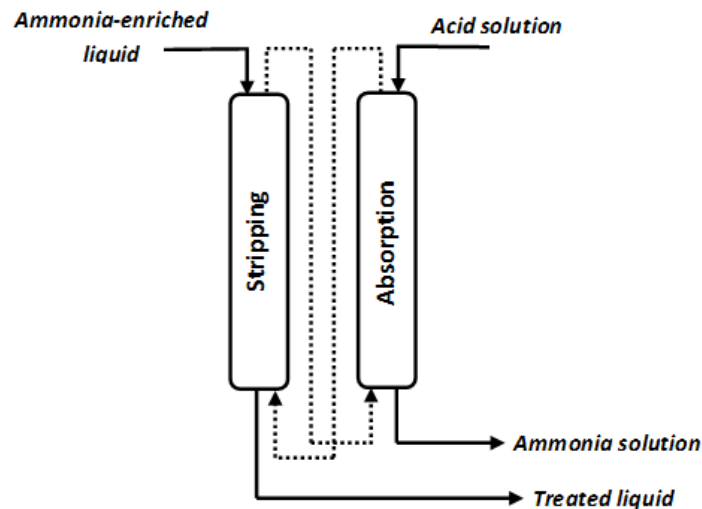


Figura 50. Esquema del proceso de stripping. G. Piccinini. Proyecto LIFE+ MANEV, 2015

La tecnología de stripping facilita la concentración de los nutrientes separando el NH_3 de la fracción líquida del purín o digerido (Alitalo *et al.*, 2012), lo que permite una redistribución del N inorgánico y al mismo tiempo reduce las emisiones de NH_3 (Hoeve *et al.* 2014)

En particular, el proceso de stripping de amoníaco se ha utilizado con éxito para eliminar nitrógeno en purín de cerdo, lixiviados de vertederos y aguas residuales procedentes de la producción de fertilizantes minerales (Gustin y Marinsek-Logar, 2011; Lauren *et al.*, 2012). La eficiencia de la extracción depende de cuatro factores principales: pH, temperatura, relación de volumen de aire a líquido y características del líquido.

Las plantas combinadas de stripping o extracción/absorción operan calentando el caudal de entrada (a 80°C) alimentado a la planta y añadiendo cal o NaOH para aumentar el pH a 10,5-11,0 promoviendo así la volatilización de NH_3 . Cuando se usa cal, el tanque de precipitación normalmente se ubica antes de la extracción en el que fosfatos, sales y carbonatos pueden precipitar.

Generalmente, en las plantas industriales, la relación volumétrica de caudal de gas a líquido recomendada es 600-700:1 (Zarebska *et al.*, 2014) y se espera un 95% de eficiencia en la eliminación de amoniaco. Desafortunadamente, la modificación de la temperatura y el pH requieren un esfuerzo adicional y a menudo implica un coste adicional (Figura 50). Además, el control del pH puede requerir el uso de productos químicos que presentan problemas de salud y seguridad. Recientemente, otra variante de extracción que se ha propuesto es la eliminación de amoníaco directamente en el reactor de digestión mediante extracción con biogás. Esta solución se propuso principalmente para hacer frente al problema de inhibición debido a la acumulación de amoniaco/amonio, que es un riesgo en la digestión de materiales ricos en nitrógeno (por ejemplo, desechos de matadero, estiércol de pollo) (Abouelenien *et al.*, 2010;

Serna-Maza *et al.*, 2015; Walker *et al.*, 2011). Sin embargo, aunque el diseño de la tecnología de stripping NH_3 está muy avanzado, existen limitaciones en su aplicación práctica a escala de granja. En este contexto, el digerido del purín presentan ventajas importantes sobre el purín bruto para la separación de NH_3 ; el calor necesario para estimular el proceso de stripping se genera durante el proceso de digestión anaerobia a partir del biogás, y el pH resultante de la digestión es mayor, favoreciendo el NH_3 no ionizado (Gustin y Marinsek-Logar, 2011; Jiang *et al.*, 2014; Serna-Maza *et al.*, 2014). De hecho, en las condiciones anaeróbicas de un reactor de biogás, la fracción mineral de nitrógeno total (como nitrógeno Kjeldahl total, TKN) aumenta debido a la conversión de nitrógeno orgánico (Jiang *et al.*, 2014), pero permanece en el líquido como nitrógeno amoniacal (es decir, NH_4^+ y NH_3). Además, muchas plantas de biogás tratan el digerido usando separación sólido-líquido para obtener una fracción sólida rica en fósforo y nitrógeno orgánico, y una fracción líquida baja en sólidos donde permanece la mayor parte del nitrógeno amoniacal. El líquido separado, tiene mejores características incluso que el digerido bruto debido al menor contenido de sólidos. Los estudios han demostrado que el purín y el digerido caracterizado por un mayor contenido de sólidos muestran una menor eficiencia de eliminación de nitrógeno que aquellos con bajo contenido de sólidos, probablemente debido a la unión de iones de amonio por materia orgánica en insumos con alto contenido de sólidos (Bonmatí y Flotats, 2003; Zarebska *et al.*, 2014).

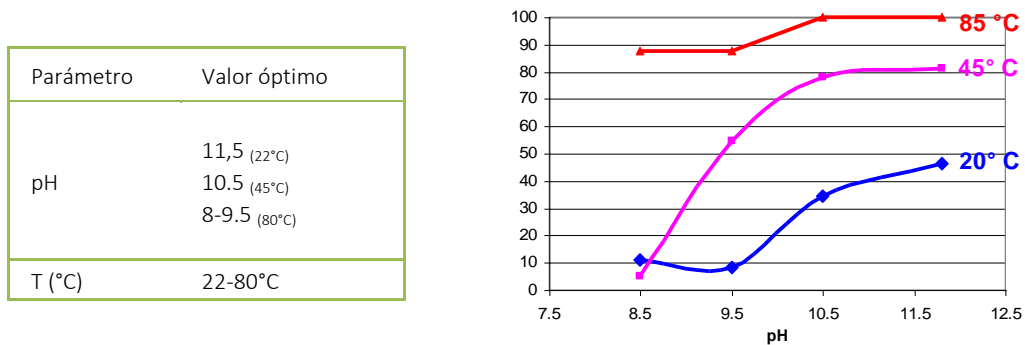


Figura 51. Parámetros de operación y rendimiento de extracción (%) a diferentes temperaturas y pH (Condifa-quaderni della ricerca Regione Lombardia, 2009).

El proceso de stripping a altas temperaturas (60-80 °C) y elevado pH (10,5 – 12) alcanza eficiencias de extracción muy elevadas (mayores incluso del 90% en NH_3). No obstante su coste de operación es elevado debido al consume de reactivos (1 a 5 €/m³ tratado) y al efecto tampón del purín y la gestión del efluente final es problemática ya que se trata de un producto alcalino (elevado pH, y contenido en Na^+ y Ca^{2+}) de elevada salinidad para su aplicación agrícola.

Cuando el proceso se lleva a cabo a altas temperaturas (60-80 °C) y sin modificar el pH, es sostenible si hay una fuente de energía térmica disponible en la instalación, i.e. (digestión anaerobia) obteniéndose buenas eficiencias con temperaturas entre 70-87 °C y en ausencia de residuos procedentes de pretratamientos alcalinos (iones Na^+ y Ca^{2+}). En este caso el producto final aplicable al campo sin problemas.



Figura 52. Imágenes de instalaciones de stripping de amoníaco en Italia.

La potencial aplicabilidad del proceso de stripping al digerido ha sido ampliamente estudiada (Bonmatí y Flotats, 2003; Gustin y Marinsek-Logar, 2011; Jiang et al., 2010; Jiang et al., 2014; Laurení et al., 2012; Lei et al., 2007; Limoli et al., 2016; Morales et al., 2013; Quan et al., 2010; Zeng et al., 2006). Sin embargo, la mayoría de estos estudios lograron buenas eficiencias de eliminación en poco tiempo combinando una alta relación de alimentación de aire a líquido (de 5: 1 a 850: 1) con correcciones de pH y / o alta temperatura (hasta 80 °C). Bonmatí y Flotats (2003) obtuvieron la eliminación completa de NH₃ del purín digerido a 80 °C sin modificaciones de pH; sin embargo, la dificultad y el coste de operar a esta temperatura se reconoció como un obstáculo para la aplicación de esta técnica.

Gustin y Marinsek-Logar (2011) investigaron el efecto del pH, la temperatura y el flujo de aire en la separación continua de NH₃ del efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales anaeróbicas (tratamiento de purines de cerdo y otros materiales orgánicos) y mostraron que el pH tenía el efecto más relevante en NH₃ stripping. Al principio del proceso el pH puede aumentar. García-González *et al.* (2015) y Zhu *et al.* (2001) mostraron que cuando el estiércol se mezcla y se airea, el pH aumenta debido al desprendimiento de CO₂, y se podrían obtener buenas eficiencias de eliminación de nitrógeno sin utilizar productos químicos.

Particularmente interesante fue el estudio de Lei *et al.* (2007), que mostró que el pH de un digerido anaeróbico puede incrementarse de 7.5 a 9.1 mediante la eliminación de CO₂ en solo un día a 15 °C.

Estos estudios sugieren la posibilidad de desarrollar un proceso de stripping de liberación lenta que sea fácil de implementar y administrar en las instalaciones de la granja y supere las limitaciones típicas de esta tecnología, que están relacionadas principalmente con la gran demanda de energía térmica y la necesidad de aditivos. De hecho, aunque el principio del proceso de separación es bien conocido, su aplicación al digerido aún no ha sido totalmente exitosa debido principalmente a (a) la necesidad de eliminar sólidos antes de las columnas de separación, (b) la gran energía (térmica) y eléctrica) demandada y (c) el requerimiento de químicos. Por lo tanto, existe la necesidad de desarrollar nuevas soluciones basadas en tecnologías simplificadas que puedan lograr una eliminación adecuada de nitrógeno y que tengan requisitos de pretratamiento y energía limitados. Estudios recientes (García-González y Vanotti, 2015; García-González et al., 2015; Starmans y Timmerman, 2013; Vanotti et al., 2017) han examinado algunos sistemas alternativos que podrían cumplir estos criterios de diseño; sin embargo, ninguna de las técnicas evaluadas pudo satisfacer todas las restricciones, especialmente la relacionada con el alto contenido de sólidos de la suspensión procesada.

Como principales restricciones en el uso de esta tecnología cabe destacar:

- Requiere un mantenimiento frecuente y cuidadoso
- Posible formación de espumas. Los difusores de aire requieren un constante mantenimiento para poder operar durante 8.000 h/año
- Baja fiabilidad en su aplicación a pequeña escala en granja.
- En sistemas sin modificar el pH es más difícil obtener una concentración de N elevada debido a la evaporación del agua y su posterior condensación en el scrubber.
- Elevados costes de inversión y mantenimiento

Es importante realizar una correcta evaluación de la viabilidad de esta tecnología a las necesidades efectivas para la operación del proceso (consumo de **energía** y de **ácido**) y, por lo tanto, respecto a su sostenibilidad económica.

No obstante, es frecuente encontrar esta técnica combinada con otros tratamientos:

Separación S/L. La alimentación al proceso de stripping debe tener un contenido en materia seca muy bajo.

Digestión anaerobia. La digestión anaeróbica del estiércol animal para la producción de biogás puede mejorar tanto las características del estiércol como el reciclaje sostenible de nutrientes, al mismo tiempo que recupera energía. Con frecuencia, las instalaciones de biogás no poseen el área necesaria para la aplicación agrícola del digerido, con alto contenido de nitrógeno, a dosis sostenibles, y esta limitación es más severa en las regiones sensibles a nitratos y en las regiones donde ya existe un excedente de nitrógeno. Por lo tanto, el digerido debe tratarse para reducir el contenido de nitrógeno y cumplir con las pautas y normas agroambientales para su aplicación al campo. El nitrógeno puede eliminarse del digerido biológicamente a través de procesos como la nitrificación y la desnitrificación, pero estos procesos impiden la recuperación del nitrógeno. Además, el alto contenido de amoníaco, fosfato y sólidos en el digerido dificulta el proceso biológico (Lei *et al.*, 2007).

La combinación de la digestión anaerobia y el stripping de amoníaco permite:

- Disponibilidad de energía térmica en la instalación.
- Se mineraliza el N orgánico aumentando la proporción de nitrógeno extraíble por el proceso de stripping.
- Aumenta el pH y disminuye el contenido de ácidos volátiles.
- Se reducen los COVs y ácidos volátiles causantes de la contaminación de la solución de sulfato amónico.

Incluso en áreas donde no hay excedentes de nitrógeno, el manejo del digerido puede beneficiar un proceso de recuperación de nitrógeno para producir un fertilizante mineral que sea fácil de transportar y utilizar en cultivos. Por esta razón, los procesos de recuperación de nitrógeno fisicoquímico, como la formación de estruvita, la filtración de membrana o la eliminación de NH_3 son más atractivos que los procesos biológicos.

i. **Aplicación de aditivos.**

Los aditivos son compuestos que interactúan con el estiércol, cambiando sus características y propiedades. Estos productos se aplican al estiércol en los fosos o almacenamientos externos y se utilizan con diferentes propósitos:

1. Reducción de las emisiones de NH_3 y H_2S .
2. Reducción de olores.
3. Facilitar el manejo del estiércol, fluidificando, homogeneizando o facilitando la separación de fases.
4. Aumento del valor fertilizante del estiércol.
5. Estabilización de microorganismos patógenos.

Los aditivos más comunes son:

- Adsorbentes: Algunos tipos de zeolitas se utilizan para la reducción de emisiones de amoníaco.
- Inhibidores de la ureasa: Estos compuestos evitan que la urea se transforme en amoníaco.

- Reguladores de pH: los ácidos y las sales de Ca y Mg se utilizan para disminuir el pH. Habitualmente se utilizan en combinación con otros aditivos.

Hoy en día hay multitud de aditivos disponibles en el mercado, pero su eficacia no se ha demostrado en todos los casos. Los principales problemas son la falta de técnicas estándar para evaluar y analizar los resultados y la carencia de ensayos a escala real (granja), donde influyen factores como la nutrición, el pH, la temperatura y las dificultades para dosificar y homogeneizar el producto en las balsas de almacenamiento, etc. Todos estos aspectos limitan la eficacia de los aditivos (Foged *et al.*, 2011).

En general, los resultados documentados por ensayos científicos o similares, son muy pobres para todos estos aditivos.

El uso de inhibidores de la desnitrificación, utilizados de forma frecuente con fertilizantes minerales, parece que también puede reducir las emisiones del manejo de los estiércoles, aunque su eficacia varía entre los distintos estudios.

Es importante conocer con exactitud la acción de estos compuestos y su eficacia (en muchos casos no contrastada), y el manejo recomendable con el fin de que sean eficientes (dosis a aplicar, frecuencia, etc.). Hace falta señalar, no obstante, que estos compuestos pueden ser efectivos para una cosa, pero perjudiciales para otra, y que según las condiciones de trabajo de la explotación se pueden obtener rendimientos muy variables con resultados que no siempre son satisfactorios (Proyecto LIFE Futur Agrari, 2017).

j. Combinación de tratamientos.

Desde la CE, en su estrategia de impulso de la economía circular, ha planteado la necesidad de desarrollar tecnologías de tratamiento que estén dirigidas a la recuperación de los nutrientes y de la energía que contienen los estiércoles. La mayor parte de este tipo de líneas de proceso (Figura 53) incorporan la digestión anaeróbica, para la obtención de biogás y bioenergía, y la separación de sólidos, para facilitar la eficacia de las fases posteriores orientadas a la concentración de nutrientes (stripping para recuperación del N o precipitación de estruvita para la recuperación de N y P)

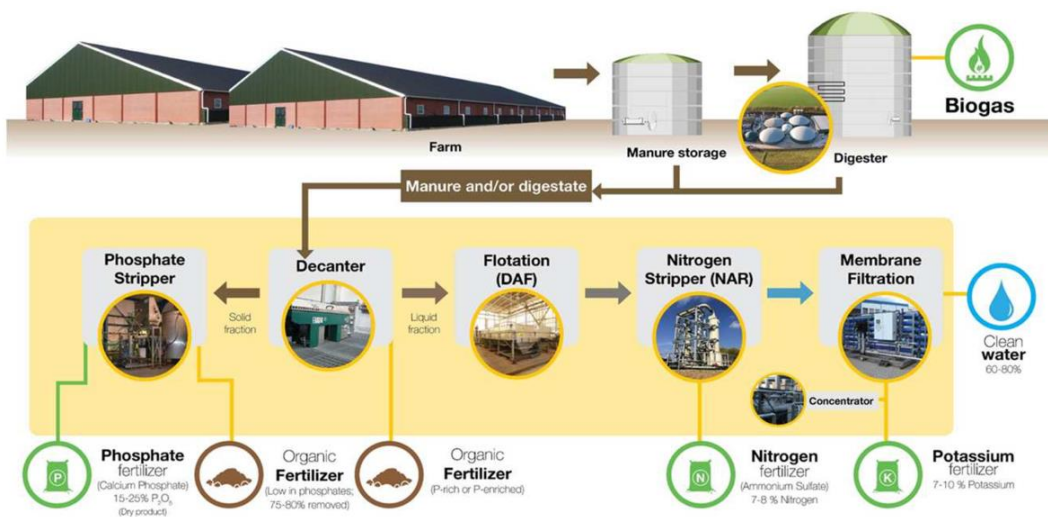


Figura 53: Esquema de combinación de distintos procesos de tratamiento dirigidos a la recuperación de nutrientes. Fuente: proyecto H2020 SYSTEMIC.

Existe muy poca información disponible sobre costes de tratamiento obtenidos a escala industrial, generalmente por el hecho que se trata de inversiones privadas que consideran esta información confidencial.

En la tabla se especifican algunos datos que pueden servir como referencia obtenidos en el proyecto BALTIC MANURE, que facilita la información de varios “estudios de caso” sobre inversión, costes de explotación, ingresos y recomendaciones.

Tabla 17. Costes estimados de diferentes tecnologías de tratamiento (Baltic Forum for Innovative Technologies for Sustainable Manure Management, 2013).

Method	Type of farm	Capacity	Motive for use	Economy					Incomes and savings not included
				Investment cost, €	Annuity, € yr ⁻¹	Operational cost, € yr ⁻¹	Total cost, € yr ⁻¹	Cost, € m ³ yr ⁻¹	
Nutrient concentration technologies									
Split-Box (SE) prototype	Dairy farm	Targeted capacity 15000 m ³ yr ⁻¹	Reduce volume of manure-fertiliser to store and spread, alternative use for solid fraction, remove water that is clean enough for infiltration treatment.	300 000	38 851	35 000	73 851	4,92	Income from reduced volumes to store, transport and spread; possible fertiliser sale
Pellon (FI) prototype	Pig farm	Targeted capacity 6000 m ³ yr ⁻¹ , test farm produced 2200 m ³ yr ⁻¹	Reduce amounts of fertiliser to store and spread.	130 000	16 836	6 000	22 836	3,81	Income from reduced volumes to store, transport and spread; possible fertiliser sale
Reverse osmosis (NL)	Pig farm with 1050 sows	10 000 m ³ yr ⁻¹	Reduce volume of manure-fertiliser to store and spread, exports solid fraction off-farm for composting to produce soil amendment, export concentrate off farm and recieves some income for the concentrate if sold when fertilizers are needed.	200000 ^a	25 901	39 000	64 901	6,49	Income from reduced cost of exporting manure and for liquid fertiliser sold
Slurry acidifications									
InFarm A/S (DK)	Pig farm, produces 6500 fatteners yr ⁻¹	Max capacity unknown. Farm produced 3250 m ³ yr ⁻¹	Ammonia abatement technique is required by local authority when expanding pig production.	100 000	12 950	8 775	21 725	6,68	Saved N; S fertilisation unnecessary
BioCover (DK)	Fictive farm with 3800 pig places, typic for Denmark	Max capacity unknown. Farm produced 6000 m ³ yr ⁻¹	Acidification or injection of slurry at spreading is demanded by local authorities in order to limit ammonia emissions after spreading.	0 ^c	0 ^c	6 250	6 250	1,04	Saved N; S fertilisation unnecessary
Composting									
Drum composting 1 (SE)	Beef animals, import horse manure	10 000 m ³ yr ⁻¹ horse manure, 300 m ³ yr ⁻¹ deep litter manure, 25 tonnes yr ⁻¹ organic residues	Produce commercial soil and fertiliser products.	320 000	41 441	16000 ^a	57 441	5,55	Income from tipping fees, and sold commercial soil and fertiliser products
Drum composting 2 (SE)	Integrated pig production (640 sows, 5500 places for finishers), beef cattle (150 nursing cows)	3500 m ³ yr ⁻¹ horse manure, 5500 m ³ yr ⁻¹ deep litter manure, 1500 m ³ yr ⁻¹ separated solids from pig slurry, 4000 m ³ yr ⁻¹ imported manure	Less manure to handle on farm, income from compost sold to a company that produce soil improvers.	320 000	41 441	16000 ^a	57 441	3,96	Income from reduced volumes to store and spread and sold commercial soil and fertiliser products.
Separation									
Separation, screw press (FI)	Integrated pig production (600 sows, 2300 finishers yr ⁻¹)	Max capacity 20 m ³ hr ⁻¹ cattle slurry, 25 m ³ hr ⁻¹ pig slurry. Farm produced 1700 m ³ yr ⁻¹	Increase efficiency in allocating of manure nutrients on the farm as well as improving odour emissions and for easier handling of the liquid manure.	20 000	2 590	1000 ^a	3 590	2,11	Saved logistic costs, better allocation of nutrients on farm
Separation, centrifuge (SE)	450 milking cows plus recruitment animals	Dairy farm produced approx. 20 000 m ³ digestate yr ⁻¹	Reduce volume of liquid digestate and associated costs for storage and handling, lower P concentration in the liquid fraction.	180 000	23 311	9000 ^a	32 311	1,62	Less costs for liquid manure handling (but costs for solids)
Heat pump									
Cooling and heat recovery (FI)	1000 fattening pig places	1200 m ³ yr ⁻¹ (out of 2000)	Save energy for heating, decreasing ammonia and carbon dioxide emissions by cooling and thereby lower need of air exchange of housing.	20 000	2 590	1000 ^a	3 590	2,99	Saved N and energy

^aCalculated from the yearly annuity fee on initial investments given in de Hoop et al., 2011

^bEquipment is owed by contracting firm so farmer has 0 investment cost

^cEstimated as 5% of initial investment

13. Bibliografía

- Abalos, D., Brown, S.E., Vanderzaag, A.C., Gordon, R.J., Dunfield, K.E., Wagner-Riddle, C. 2016. Micrometeorological measurements over 3years reveal differences in N₂O emissions between annual and perennial crops. *Global Change Biology* 22(3) 1244-1255.
- Albiac, J. 2015. Evaluación de la Gestión y Tecnologías de Tratamiento de Estiércol para la Protección Medioambiental y la Sostenibilidad de la Ganadería en Europa: MANEV. Proyecto LIFE+ MANEV. Grupo de investigación Economía del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales.
- Alitalo A., A. Kyrö A, and A. Aura (2012) Ammonia stripping of biologically treated liquid manure. *Journal of Environmental Quality* 41, 273-80.
- ALTERRA, 2010. Sommer, S.G., Christensen, M.L., Schmidt, T., Jensen, L. Animal Manure Recycling. Treatment and management.
- AMEC, 2014. Study on: "Contribution of industry to pollutant emissions to air and water" AMEC Environment & Infrastructure UK Limited in partnership with Bio Intelligence Service, Milieu, IEEP and REC. European Commission (DG Environment).
- Berenguer P., Cela S., Santiveri F., Boixadera J., Lloveras J. (2008): Copper and zinc soil accumulation and plant concentration in irrigated maize fertilized with liquid swine manure. *Agronomy Journal*, 100: 1056–1061.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., De Vries, W., 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications*, 20 (1) 30–59. <http://dx.doi.org/10.1890/08-1140.1>.
- BREF, 2015. Germán Giner Santonja, Konstantinos Georgitzikis, Bianca Maria Scalet, Paolo Montobbio, Serge Roudier, Luis Delgado Sancho; Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs; EUR 28674 EN; doi:10.2760/020485.
- Jennifer A. Burney, Steven J. Davis and David B. Lobell 2010. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(26) 12052-12057.
- CE, 2001. Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on National Emission Ceilings for Certain Atmospheric Pollutants. *Official Journal L* 309, 27/11/2001. European Communities, Brussels, pp. 22. <http://ec.europa.eu/environment/air/pollutants/ceilings.htm>.
- CE, 2016. Natura 2000. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm.
- DAUDEN A., QUILEZ D., 2004. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. *European Journal of Agronomy*, 21, 7-19.
- DECISIÓN DE EJECUCIÓN (UE) 2017/302 DE LA COMISIÓN de 15 de febrero de 2017 por la que se establecen las conclusiones sobre las mejores técnicas disponibles (MTD) en el marco de la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo respecto a la cría intensiva de aves de corral o de cerdos.
- DIRECTIVA (UE) 2016/2284 DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 14 de diciembre de 2016 relativa a la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos, por la que se modifica la Directiva 2003/35/CE y se deroga la Directiva 2001/81/CE.
- Dlugokencky, E. J., E. G. Nisbet, R. E. Fisher, and D. Lowry (2011), Global atmospheric methane: Budget, changes, and dangers, *Philos. Transactions of the Royal Society London, Ser. A.*, 369, 2058–2072.
- Dawson, T. P., Jackson, S. T., House, J. I., Prentice, I. C., Mace G. M. 2011. Beyond Predictions: Biodiversity Conservation in a Changing Climate. *Science*, 332.

- Dosch, P., and R. Gutser. 1996. Reducing N losses (NH₃, N₂O, N₂) and immobilization from slurry through optimized application techniques. *Fertilizer Research* 43:165–171.
- EEA, 2016. Air pollution from agriculture: EU exceeds international limit in 2014. European Environmental Agency.
- Erisman, J.W., Van Grinsven, H., Grizzetti, B., Bouraoui, F., Powlson, D., Sutton, M.A., Bleeker, A., Reis, S., 2011. The European nitrogen problem in a Global perspective. In: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B. (Eds.), *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 9–31.
- FAO. 2006. *Livestock's long shadow – Environmental issues and options*, by H. Steinfeld, P. J. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales & C. de Haan. Rome.
- FAO, 2009. *How to Feed the World in 2050*.
- FAO. 2013. MacLeod, M., Gerber, P., Mottet, A., Tempio, G., Falcucci, A., Opio, C., Vellinga, T., Henderson, B. & Steinfeld, H. 2013. Greenhouse gas emissions from pig and chicken supply chains – A global life cycle assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Flessa H., Beese F. 2000. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *Journal of Environmental Quality*, 29: 262–268.
- Flotats, X., Bonmati, A., Fernández, B., Magrí, A. 2009. Manure treatment technologies: on-farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. *Bioresource technology*, 100 (22), 5519-5526.
- Foged, Henning Lyngsø, Xavier Flotats, August Bonmati Blasi, Jordi Palatsi, Albert Magri and Karl Martin Schelde. 2011. Inventory of manure processing activities in Europe. Technical Report No. 1 concerning Manure Processing Activities in Europe to the European Commission, Directorate-General Environment. 138 pp.
- García-González, M.C., Vanotti, M. B., Szogi A. A. 2015. Recovery of ammonia from anaerobically digested manure using gas-permeable. *Scientia Agricola*, 73 (5) 434-438.
- García-González, M. C., Riaño, B., Teresa, M., Herrero, E., Ward, A. J., Provolo, G., Moscatelli, G., Piccinini, S., Bonmatí, A., Bernal, M. P., Wiśniewska, H., Proniewicz, M. 2015. Treatment of swine manure: case studies in European's N-surplus áreas. *Scientia Agricola*, 73(5), 397-487.
- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A. & Tempio, G. 2013. *Enfrentando el cambio climático a través de la ganadería – Una evaluación global de las emisiones y oportunidades de mitigación*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Roma.
- Gustin, S. and R. Marinsek-Logar, 2011. Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent. *Process Safety Environ. Protect.*, 89: 61-66. DOI: 10.1016/j.psep.2010.11.001.
- Halvorson, A.D., Del Grosso, S.J., Alluvione, F., 2010. Tillage and inorganic nitrogen source effects on nitrous oxide emissions from irrigated cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 436e445.
- Hansen, M.N., Henriksen, K., Sommer, S.G. 2006. Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: Effects of covering. *Atmos. Environ.* 40(22): 4172-4181.
- Häni, C; Sintermann, J.; Kupper, T.; Jocher, M.; Neftel, A. 2016. Ammonia emission after slurry application to grassland in Switzerland. *Atmospheric Environment* 125, 92–99.
- Hartmann, H. and Ahring, B.K. 2005. A novel process configuration for anaerobic digestion of source-sorted household waste using hyper-thermophilic post-treatment. *Biotechnology and Bioengineering*. 90(7) 830-837.
- Laurení, M., Palatsi, J., Llovera, M., Bonmatí, A. 2013. Influence of pig slurry characteristics on ammonia stripping efficiencies and quality of the recovered ammonium-sulfate solution. *J Chem Technol Biotechnol.* 88, 1654–1662.

- M. Hjorth, K.V. Christensen, M.L. Christensen, S.G. Sommer. Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, Springer Verlag/EDP Sciences/INRA, 2010, 30 (1).
- Hansen, M.J., Adamsen, A.P.S., & Feilberg, A. 2013. Recovery of Odorants from an Olfactometer Measured by Proton-Transfer-Reaction Mass Spectrometry. *Sensors*, 13, (6) 7860-7871.
- Hoeve, M., Hutching, N. J., Peters, G. M., Svanström, M., Jensen, L. S., Bruun, S. 2014. Life cycle assessment of pig slurry treatment technologies for nutrient redistribution in Denmark. *Journal of Environmental Management* 132, 60-70.
- Hristov, A. N.; Oh, J.; Firkins, J. L.; Dijkstra, J.; Kebreab, E.; Waghorn, G.; Makkar, H. P. S.; Adesogan, A. T.; Yang, W.; Lee, W.; Gerber, P. J.; Henderson, B.; Tricarico, J. M., 2013. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options. *J. Anim. Sci.*, 91 (11): 5045-5069.
- Huijsmans, J.F.M., Schroder, Jaap, Mosquera, J., Vermeulen, G.D., Berge, H.F.M., Ten, Neeteson, J.J., 2016. Ammonia emissions from cattle slurries applied to grassland: should application techniques be reconsidered ? *Soil Use Management*, 32, 109–116. <https://doi.org/10.1111/sum.12201>.
- Huijsmans, J.F.M.; Vermeulena, G.D. ; Holb, J.M.G.; Goedhartc, P.W. 2018. A model for estimating seasonal trends of ammonia emission from cattle manure applied to grassland in the Netherlands. *Atmospheric Environment* 173, 231-238.
- IEA Bioenergy. 2012. Good Practice in Quality Management of AD residues from biogas production. Technical Brochure. Report written by Teodorita Al Seadi and coordinated by Jens Bo Holm-Nielsen. University of Southern Denmark (SDU), Bioenergy Department.
- IPCC (2014) Climate change: The physical science basis, Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Kupper, T., Bonjour, C., Menzi, H., 2015. Evolution of farm and manure management and their influence on ammonia emissions from agriculture in Switzerland between 1990 and 2010. *Atmos. Environ.* 103, 215–221. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.12.024>.
- Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Estellés, F., Prado, A. et al. 2014. Yield-scaled mitigation of ammonia emission from N fertilization : the Spanish case. *Environmental Research Letters*. 9(12):125005. DOI:10.1088/1748-9326/9/12/125005.
- Limoli A, Langone M, Andreottola G. 2016 Ammonia removal from raw manure digestate by means of a turbulent mixing stripping process. *Journal of Environmental Management*. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.03.007.
- Leip, A., B. Achermann, G. Billen, A. Bleeker, A.F. Bouwman, W. de Vries, U. Dragosits, U. Döring, D. Fernald, M. Geupel, J. Heldstab, P. Johnes, A.C. Le Gall, S. Monni, R. Nevečeřal, L. Orlandini, M. Prud'homme, H.I. Reuter, D. Simpson, G. Seufert, T. Spranger, M.A. Sutton, J. van Aardenne, M. Voß and W. Winiwarter. Chapter 16. Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In: Sutton et al. (2011) *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge University Press. 345 – 376.
- Lelieveld, J., Evans, J. S., Fnais, M., Giannadaki, D. and Pozzer, A. 2015. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Research letter*. doi: 10.1038/nature15371.
- MAGRAMA, 2015. Evaluación de técnicas de gestión de deyecciones en ganadería sectores de bovino, porcino, avicultura de carne y puesta. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Martinez J. and Béline F. 2002. Nitrogen management from intensive livestock production : scientific and environmental issues. *Nature Sciences Sociétés*, 10(1), 52-61.

- Menzi, H., L. Ruettimann, et al. (2002). NuFlux - AWI : A calculation model to quantify nutrient fluxes and balances of intensive livestock production in developing countries. RAMIRAN, High Tatras, Slovak Republic.
- Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Gyldenkoerne, S., 2014. Danish Emission Inventories for Agriculture, Inventories 1985-2011. vol. 108. Scientific report Danish Centre for Environment and Energy, pp. 142. report. <http://www.dce2.au.dk/pub/SR108.pdf>.
- Mohankumar E. P., Winiwarter, W. and Amon B. 2018. Greenhouse Gas and Ammonia Emissions from Different Stages of Liquid Manure Management Chains: Abatement Options and Emission Interactions *Journal of Environmental Quality* 47:30–41.
- Murari V, Kumar M, Singh N, Singh RS, Banerjee T (2016) Particulate morphology and elemental characteristics: variability at middle indo-Gangetic plain. *J of Atmosphere Chemistry*, 73:165–179. doi:10.1007 /s10874-015-9321-5.
- Nevens, F., Reheul, D. 2005. Agronomical and environmental evaluation of a long-term experiment with cattle slurry and supplemental inorganic N applications in silage maize. *European Journal of Agronomy* 22, 349–361.
- Pietzner B.; Rücknagel, J.; Koblenz, B.; Bednorz, D.; Tauchnitz, N.; Bischoff, J.; Köbke, S.; Meurer, K.H.E.; Meißner, R.; Christen, O. 2017. Impact of slurry strip-till and surface slurry incorporation on NH₃ and N₂O emissions on different plot trials in Central Germany. *Soil & Tillage Research* 169, 54–64.
- OCDE, 2012. OECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction - ISBN 978-92-64-122161.
- OCDE, 2016. The economic consequences of outdoor air pollution POLICY HIGHLIGHTS.
- Oenema, J., M. van Ittersum and H. van Keulen, 2012. Improving nitrogen management on grassland on commercial pilot dairy farms in the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 162: 116– 126.
- Orús F. y Sin E. 2006. El balance de nitrógeno en la Agricultura, en Fertilización nitrogenada. Información Técnica del Dpto de Agricultura y Alimentación.
- Petersen, S.O., Sommer, S.G., Béline, F., Burton, C., Dach, J., Dourmad, J.Y., Leip, A., Misselbrook, T., Nicholson, F., Poulsen, H.D., Provolò, G., Sørensen, P., Vinnerås, B., Weiske, A., Bernal, M.-P., Böhm, R., Juhász, C. Mihelic, R. 2007. Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. *Livestock science*, 112(3), 180-191.
- Reidy B, Dammgén U, Döhler H, Eurich-Menden B, Van Evert FK, Hutchings NJ, Luesink HH, Menzi H, Misselbrook TH, Monteny GJ, Webb J 2008a. Comparison of models used for national agricultural ammonia emission inventories in Europe: Liquid manure systems. *Atmos. Environ.* 42(14): 3452-3464.
- Reidy B, Rhim B, Menzi H 2008b. A new Swiss inventory of ammonia emissions from agriculture based on a survey on farm and manure management and farm-specific model calculations. *Atmospheric Environment*. 42(14), 3266-3276.
- Robertson, G.P., E.A. Paul, and R.R. Harwood. 2000. *Science* 289: 1922-1925.
- Robinson, T.P., William Wint, G. R., Conchedda, G., Van Boeckel, T. P., Ercoli, V., Palamara, E., Cinardi, G., D'Aiatti, L., Hay, S. I., Gilbert, M. 2014. Mapping the Global Distribution of Livestock. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096084>.
- Rodríguez-Abalde Á, Flotats X, Fernández B. 2017. Optimization of the anaerobic co-digestion of pasteurized slaughterhouse waste, pig slurry and glycerine. *Waste Management*. 61, 521-528.
- Senbayram M, Chen RR, Dittert K. 2009. Contribution of nitrification and denitrification to nitrous oxide emissions from soils amended with biogas waste compared to other fertilizers. *Rapid Commun. Mass Spectrom.*
- Serna-Maza, A., Heaven, S., and Banks, C. J. (2015). Biogas stripping of ammonia from fresh digestate from a food waste digester. *Bioresour. Technol.* 190, 66–75. doi:10.1016/j.biortech.2015.04.041

- Sommer, S. G. and Møller H. B. 2000. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content *The Journal of Agricultural Science* 134, (3), 327-335.
- Sommer, S., Schjoerring, J., Denmead, O., 2004. Ammonia emissions from mineral fertilizers and fertilized crops. *Adv. ASgron.* 85, 557-621.
- Starmans, D.A.J. and M. Timmerman, Apparatus for the ammonium recovery from liquid animal manure. *Applied Engineering in Agriculture*, 2013. 29(5): p. 761-767.
- Sutton, M.A., Oenema, O., Erisman, J.W., Leip, A., van Grinsven, H., Winiwarer, W., 2011. Too much of a good thing? *Nature* 472, 159–161.
- Teira-Esmatges, M.R. and Flotats, X. 2003. A method for livestock waste management planning in NE Spain. *Waste Management*, 23, 917-932.
- Teodorita Al Seadi IEA Bioenergy Good practice in QUALITY MANAGEMENT of AD residues from biogas production Task 24 Energy from Biological Conversion of Organic Waste.
- UE, 2011. Comunicación de la comisión al parlamento europeo, al consejo, al comité económico y social europeo y al comité de las regiones. Hoja de ruta hacia una economía hipocarbónica competitiva en 2050.
- UE, 2011. Sustainable food consumption and production in a resource-constrained world. 3rd SCAR Foresight Exercise. EUROPEAN COMMISSION Directorate-General for Research and Innovation.
- UNECE, 2014a, Guidelines for Reporting Emissions and Projections Data under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, United Nations Economic Commission for Europe (ECE/EB.AIR/125) (http://www.ceip.at/fileadmin/inhalte/emep/2014_Guidelines/ece.eb.air.125_ADVANCE_VERSION_reporting_guidelines_2013.pdf) accessed 31 March 2015.
- Van Bruggen, C., Bannink, A., Groenestein, C.M., Huijsmans, J.F.M., Luesink, H.H., Sluis, S.M., Velthof, G.L., Vonk, J., 2015. Emissies naar lucht uit de landbouw, 1990-2013 : berekeningen van ammoniak, stikstofoxide, lachgas, methaan en fijn stof met het model NEMA. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur Milieu 46–160. WOt-technical report. <http://edepot.wur.nl/369031>.
- Van del Hoek, K.W. 1998. Nitrogen efficiency in global animal production. *Environmental pollution*. 102(1),127-132.
- VanderZaag, A.C.; Flesch, T.K.; Desjardins, R.L.; Baldé, H.; Wright, T. 2014. Measuring methane emissions from two dairy farms: Seasonal and manure-management effects. *Agricultural and Forest Meteorology* 194, 259–267.
- Vaneckhaute, C., Meers, E., Michels, E., Buysse, J., Tack, FMG 2013. Ecological and economic benefits of the application of bio-based mineral fertilizers in modern agriculture. *Biomass and Bioenergy* 49, 239-248.
- Vanotti, M. B., Dube, P. J., Szogi, A. A., and Garcia-Gonzalez, M. C. (2017). Recovery of ammonia and phosphate minerals from swine wastewater using gas-permeable membranes. *Water Res.* 112, 137–146. doi:10.1016/j.watres.2017.01.045.
- Velthof, G.L., Oudendag, D., Witzke, H.P., Asman, W.A., Klimont, Z., Oenema, O. 2009. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. *Journal of Environmental Quality*. 6;38(2):402-17. doi: 10.2134/jeq2008.0108. .
- Webb, J., Pain, B., Bittman, S., Morgan, J., 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response-a review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.01.001>.
- Westhoek H., Lesschen J.P., Leip A., Rood T., Wagner S., De Marco A., Murphy-Bokern D., Pallière C., Howard C.M., Oenema O. & Sutton M.A. (2015) Nitrogen on the Table: The influence of food choices on nitrogen emissions and the European environment. (European Nitrogen Assessment Special Report on Nitrogen and Food.) Centre for Ecology & Hydrology, Edinburgh, UK.

- Wulf, S., Maeting, M., Clemens, J., 2002a. Application technique and slurry cofermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: I. Ammonia volatilization. *J. Environ. Qual.* 31, 1789–1794.
- Wulf, S., Maeting, M., Clemens, J., 2002b. Application technique and slurry cofermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. *J. Environ. Qual.* 31, 1795–1801.
- Zarebska, A., D. Romero Nieto, K. Christensen, and B. Norddahl. 2014. Ammonia recovery from agricultural wastes by membrane distillation: Fouling characterization and mechanism. *Water Res.* 56:1–10. doi:10.1016/j.watres.2014.02.037
- Zeng L, Mangan C, Li X. 2006 Ammonia recovery from anaerobically digested cattle manure by steam stripping. *Water Sci Technol.* ;54(8):137-45.
- Zhu, J., Ndegwa, P.M., Luo, A. (2000). Changes in swine manure solids during storage may affect separation efficiency. *Applied Engineering in Agriculture.* 16(5), pp 571-575.