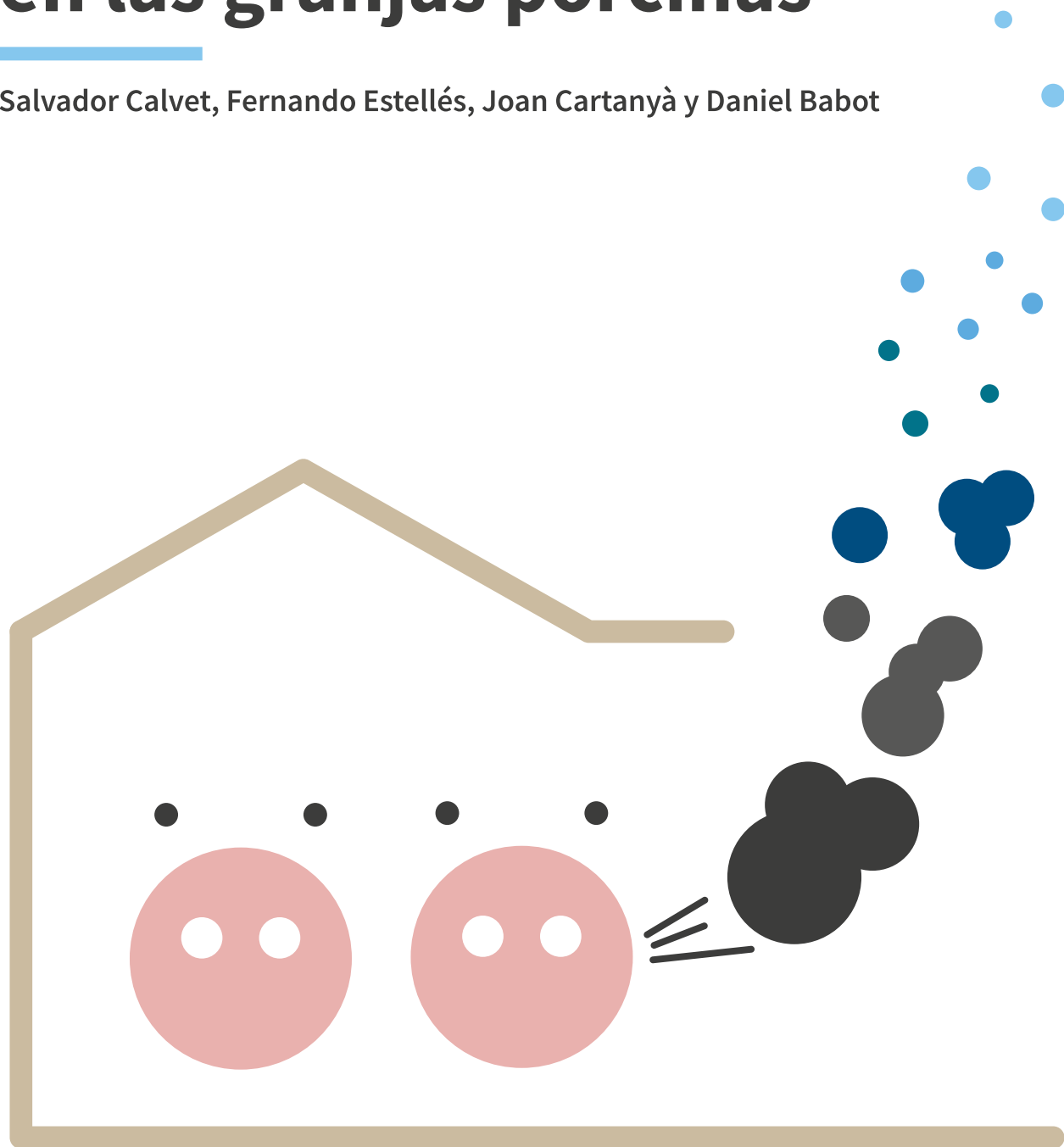


Guía para la minimización de las emisiones de gases en las granjas porcinas

Salvador Calvet, Fernando Estellés, Joan Cartanyà y Daniel Babot



FILIACIÓN AUTORES

Instituto de Ciencia y Tecnología Animal, Universitat Politècnica de València

Salvador Calvet (coordinador)

Fernando Estellés

Grupo Gestión Porcina, Departament Ciència Animal, Universitat de Lleida

Daniel Babot

Joan Cartanyà

Edición

Universitat de València

Interporc Spain

Universitat de Lleida

2020

Diseño y maquetación

Edicions i publicacions de la UdL

ISBN electrónico

978-84-9144-249-3

DOI

DOI 10.21001/minimizacion.emisiones.granjas.porcinas.2020



ÍNDICE

| | |
|--|----|
| Prólogo | 5 |
| Capítulo 1. Situación actual de las emisiones en la producción porcina | 7 |
| 1.1. Introducción y objetivos | 7 |
| 1.2. ¿Por qué nos preocupan las emisiones de gases?..... | 8 |
| 1.2.1. Amoníaco | 8 |
| 1.2.2. Gases de efecto invernadero | 9 |
| 1.3. ¿Qué papel juega la producción porcina? | 10 |
| 1.3.1. Amoníaco..... | 10 |
| 1.3.2. Gases de efecto invernadero: metano y óxido nitroso | 11 |
| 1.4. ¿Cómo se producen estas emisiones?..... | 14 |
| 1.4.1. Amoníaco..... | 14 |
| 1.4.2. Metano | 17 |
| 1.4.3. Óxido nitroso | 21 |
| 1.5. Situación actual y tendencias regulatorias | 22 |
| 1.5.1. Compromisos de reducción | 22 |
| 1.5.2. Nuevo Real Decreto de ordenación del sector porcino | 24 |
| 1.6. Guías existentes sobre reducción de emisiones de la ganadería | 25 |
| 1.7. Conclusiones e implicaciones..... | 26 |
| Capítulo 2. Cuantificación de las emisiones de amoníaco en granjas porcinas | 27 |
| 2.1. Antes de empezar, ¿por qué vamos a medir emisiones? | 27 |
| 2.2. ¿Cómo medimos las emisiones? | 28 |
| 2.2.1. Medir concentraciones | 29 |
| 2.2.2. Medir flujos de ventilación | 30 |
| 2.3. Protocolos de medición..... | 31 |
| 2.4. Qué se ha medido en Europa y en España | 32 |
| 2.4.1. De las referencias existentes, pocas son de España..... | 32 |
| 2.4.2. Información sobre emisiones generadas en España..... | 34 |
| Capítulo 3. Estrategias de reducción de emisiones | 39 |
| 3.1. Concepción general de las estrategias de reducción de emisiones..... | 39 |
| 3.2. Mejoras de eficiencia: reducir las emisiones desde el inicio..... | 40 |
| 3.2.1. Fundamento de la estrategia | 40 |
| 3.2.2. Margen de mejora | 43 |

| | |
|---|-----------|
| 3.3. Reducción de emisiones en alojamientos | 44 |
| 3.3.1. Diseño de alojamientos para reducción de emisiones: para granjas nuevas o reformas | 44 |
| 3.3.2. Gestión de los alojamientos para reducción de emisiones: si puedes, hazlo ya | 48 |
| 3.3.3. Aditivos: ¡cuidado! | 49 |
| 3.3.4. Lavadores de aire: de momento no, pero... .. | 51 |
| 3.4. Reducción de emisiones en la gestión de los purines: sigue la cadena | 54 |
| 3.4.1. Cubiertas | 54 |
| 3.4.2. Sistemas de tratamiento de purines | 57 |
| 3.5. Reducción de emisiones en la aplicación al campo: también es tu problema | 59 |
| 3.5.1. El abanico: solo si no hay más remedio y con enterrado inmediato | 60 |
| 3.5.2. Aplicación en bandas con mangueras | 61 |
| 3.5.3. Inyección de purines | 62 |
| Capítulo 4. Recomendaciones de futuro y conclusiones | 63 |
| Bibliografía | 65 |
| Índice de tablas | 71 |
| Índice de figuras | 72 |

PRÓLOGO

La producción de porcino en España está, y ha estado desde siempre, fuertemente vinculada al medio rural. De hecho, el 75% del censo porcino y el 45% de nuestras industrias y granjas están ubicados en municipios de menos de 5.000 habitantes, por lo que es en este medio donde tiene una mayor incidencia el impacto económico, social y medioambiental de nuestra actividad.

Somos parte del medio rural, es nuestra casa, y como tal nuestros ganaderos y trabajadores llevan siglos viviendo y cuidando nuestras tierras y pueblos, nuestros paisajes y ecosistemas nuestras aguas y nuestro aire. Protegemos el entorno en el que desarrollamos nuestra actividad.

Para el sector porcino español, la lucha contra el cambio climático es la lucha por su propia esencia, por la defensa del entorno en el que desarrolla su actividad. Estamos comprometidos con el cuidado de la naturaleza y del medio ambiente desde hace mucho tiempo porque de ello depende nuestro futuro y el de nuestros hijos.

Y como muestra hay que destacar que, a pesar de ocupar un porcentaje importante de territorio y generar una actividad con muchos centros de producción y centenares de miles de puestos de trabajo, nuestro peso sobre el conjunto de las emisiones nacionales de Gases de Efecto Invernadero (GEI) es de apenas el 2%, muy por debajo de lo que se quiere hacer creer a la opinión pública.

Además, las emisiones GEI del sector porcino se vienen reduciendo año tras año gracias a unos profesionales concienciados y comprometidos que han logrado grandes avances también en ahorro de agua y energía, en la reutilización de purines o en la mejora del manejo y alimentación del ganado para reducir la contaminación.

Con todo, existe un importante margen de mejora, y es evidente que el sector porcino tiene que seguir avanzando en la reducción de la contaminación medioambiental con las miras puestas en alcanzar de aquí al año 2050 un impacto climático neutro.

Esta Guía para minimización de las emisiones de gases en las granjas porcinas es un buen ejemplo no solo del trabajo que el sector porcino realiza, ya que recoge y analiza la situación actual en materia medioambiental, sino que además propone una serie de estrategias para la reducción efectiva de emisiones, que de buen seguro se convertirán en una herramienta muy eficaz para seguir avanzando hacia nuestros objetivos.

La lucha contra el cambio climático es un compromiso real de todo el sector porcino, que desde INTER-PORC plasmamos formando parte de la Red Española del Pacto Mundial, apoyando todas sus activida-

des y trabajando de forma activa en diez de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) para ayudar a transformar nuestro mundo para el Desarrollo Sostenible de cara a 2030.

No hay un lugar en todo el mundo en el que el sector porcino cumpla con una legislación más exigente con el cuidado del entorno que el nuestro. Y además nos gusta que así sea, porque estamos orgullosos de nuestro trabajo y de hacerlo cada vez mejor y de forma más sostenible

Alberto Herranz, director de INTERPORC

CAPÍTULO 1. SITUACIÓN ACTUAL DE LAS EMISIONES EN LA PRODUCCIÓN PORCINA

1.1. Introducción y objetivos

La producción agroalimentaria mundial se enfrenta al complicado reto de producir alimentos de calidad, seguros, y en cantidad suficiente para alimentar a una población global creciente y con mayores demandas alimentarias. Sin embargo, ese reto debe alcanzarse de forma sostenible, es decir, garantizando la capacidad de seguir haciéndolo en el futuro.

Las emisiones de gases a la atmósfera por parte de la ganadería intensiva constituyen uno de los impactos con mayor trascendencia en la actualidad. Tanto es así que es uno de los factores que compromete la sostenibilidad de la producción ganadera. Por este motivo, es necesario plantear formas efectivas que permitan reducir en gran medida el nivel de emisiones, y hacerlo de forma compatible con la viabilidad económica de las granjas.

A nivel internacional, el interés por la reducción de las emisiones procedentes de la ganadería tiene ya más de tres décadas de recorrido, aunque en nuestro país se empezó a considerar más tarde. En concreto, fue ya entrado el siglo XXI, con la entrada en vigor de la normativa sobre prevención y control integrados de la contaminación y los procesos de mejora del Inventario nacional de emisiones. Desde entonces, las Administraciones, el sector productivo y el ámbito académico han avanzado hasta una situación actual en la que se están sentando las bases para una reducción más ambiciosa de las emisiones, alineada con los compromisos internacionales que obligan a nuestro país y con las obligaciones de un sector productivo puntero. Aun así, el conocimiento aplicado sobre la reducción de emisiones en nuestro país es incipiente, siendo necesario consolidar las bases de la medida y la reducción de emisiones en las condiciones concretas de la ganadería porcina española.

Ante esta situación, la redacción de esta guía obedece a los siguientes objetivos:

- Revisar la situación actual de las emisiones procedentes de la ganadería porcina intensiva.
- Analizar las tendencias regulatorias respecto a la reducción de emisiones.
- Revisar las técnicas de medida de emisiones y su aplicabilidad en la ganadería porcina española.
- Actualizar las técnicas de reducción de emisiones aplicables en granjas porcinas españolas.
- Proponer estrategias para la reducción efectiva de emisiones.

1.2. ¿Por qué nos preocupan las emisiones de gases?

La ganadería es generadora de varios gases que tienen una diversidad de efectos en el medio ambiente y en la salud de animales y trabajadores. Los principales gases son el amoníaco (NH_3), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O).

La percepción de la problemática relacionada con la emisión de gases está condicionada por su naturaleza de que «no se ve», al contrario de lo que ocurre con otros aspectos claramente visibles para el productor, como es la generación de purines. Al no verse y dispersarse en el aire con facilidad, es difícil hacerse una idea de la magnitud de las emisiones de una granja y de las implicaciones ambientales que tiene. Los siguientes apartados resumen los principales efectos ambientales.

1.2.1. Amoníaco

El NH_3 es un gas irritante que podemos percibir fácilmente a través del olfato cuando se acumula en el interior de alojamientos ganaderos mal ventilados. Dado su carácter irritante, ocasiona picor de ojos y vías respiratorias, y, por tanto, tiene un impacto claro sobre la salud y el bienestar de los trabajadores y de los animales. Además, hace varias décadas que se conoce que concentraciones de NH_3 elevadas reducen el consumo de alimento y el ritmo de crecimiento en cerdos (Stombaugh *et al.*, 1969; Drummond *et al.*, 1980). En definitiva, la concentración de NH_3 es uno de los factores más importantes de la calidad del aire en granjas, lo cual pone de relieve la necesidad de realizar un buen control ambiental de la granja.

También se ha puesto de manifiesto el efecto adverso de las emisiones de amoníaco sobre el medio ambiente global. Se considera actualmente un contaminante transfronterizo, lo cual hace que esté sujeto a regulación internacional en cuanto a su cuantificación y objetivos de reducción (véase el apartado 1.5). En efecto, los impactos ambientales del NH_3 no solo se reducen al entorno de las granjas que lo emiten, sino que puede ser transportado a larga distancia en forma de aerosol (pequeñas partículas de sales, como, por ejemplo, el sulfato amónico). Una vez depositado en el suelo, el NH_3 contribuye a fenómenos de acidificación del medio y eutrofización, que terminan por dañar los ecosistemas naturales (Fangmeier *et al.*, 1994; Krupa, 2003). También contribuyen de forma indirecta a la emisión de N_2O una vez depositado el NH_3 en el suelo.

Actualmente, es posible trazar las fuentes de NH_3 por observación satelital. Más concretamente, el satélite IASI ha permitido obtener valores medios de concentración de este gas en la última década (Van Damme *et al.*, 2018). Conviene resaltar que no se trata de una medida de emisión sino de concentraciones, de forma que los valores indicados en estos mapas dependen de los patrones de vientos y la dispersión atmosférica (figura 1).

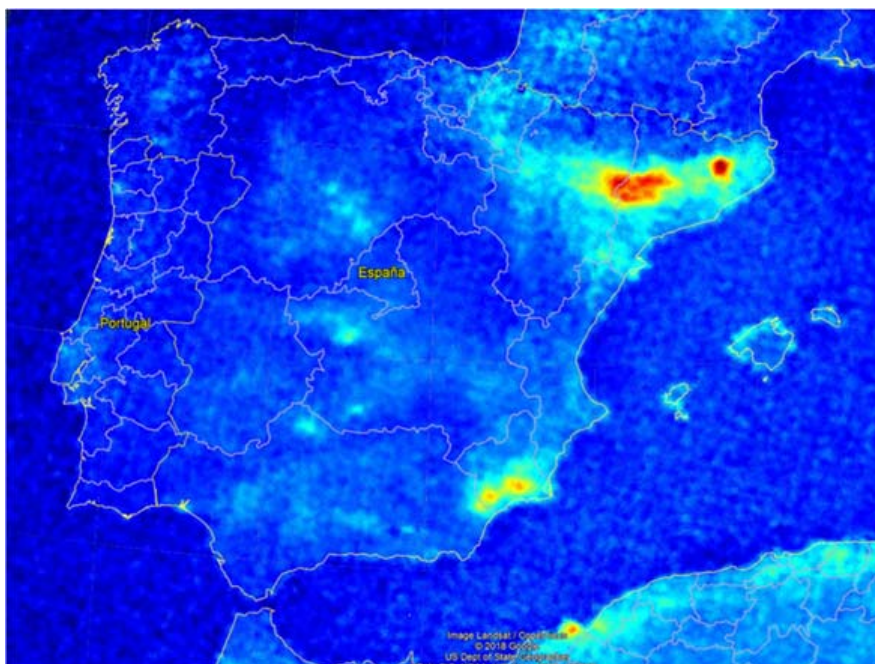


Figura 1. Mapa de puntos calientes de NH₃ para España. Fuente: obtenido por los autores a partir de la información suplementaria de Van Damme *et al.* (2018).

1.2.2. Gases de efecto invernadero

Los principales gases de efecto invernadero de la ganadería son CH₄ y N₂O. El efecto de los gases que contribuyen al cambio climático se estandariza en unidades «CO₂ equivalente», de forma que para el Inventario nacional de emisión se considera que el CH₄ y el N₂O tienen una equivalencia en CO₂ de 25 y 298, respectivamente. Esto indica que cada kg de CH₄ emitido a la atmósfera tiene el mismo efecto que 25 kg de CO₂, mientras que un solo kg de N₂O equivaldría a 298 kg de CO₂.

La existencia de un cambio climático ocasionado por el conjunto de actividades humanas (incluida la producción de alimentos) es una realidad científica demostrada (IPCC, 2013). El aumento de concentración de determinados gases, incluso en bajas proporciones, altera el balance energético de la Tierra ocasionando una diversidad de efectos climáticos. El efecto más conocido es el conocido como «calentamiento global». Sin embargo, los efectos del cambio climático son variados, incidiendo no solo en el aumento de temperaturas medias globales sino también en la distribución de fenómenos extremos a escala regional. Así, en la península ibérica ya se han observado alteraciones en los patrones de temperaturas extremas, precipitaciones y vientos (Azorín-Molina *et al.*, 2016; Fonseca *et al.*, 2016; Valdés-Abellán *et al.*, 2017).

Conviene mencionar que estos gases también tienen otros efectos ambientales relacionados con el ozono. En la actualidad, la emisión de N₂O es la que en mayor medida contribuye a la destrucción de la capa de ozono (Ravishankara *et al.*, 2009), mientras que el CH₄ interviene en la formación de ozono troposférico (Owens *et al.*, 1982), que es un contaminante dañino para la salud y los ecosistemas (Ainsworth

et al., 2012; Lippmann, 1991). Por tanto, reducir la emisión de estos gases no solo ayudaría a mitigar el cambio climático, sino también a mejorar la calidad del aire.

1.3. ¿Qué papel juega la producción porcina?

1.3.1. Amoniaco

La ganadería es la actividad económica que mayor cantidad de NH_3 emite a la atmósfera en España (figura 2), lo cual es similar a los países de nuestro entorno. De acuerdo con el último Inventario nacional de emisiones, correspondiente al año 2017, **el 72% de estas emisiones están vinculadas a la producción animal** (MITECO, 2019). En ese año, las granjas de porcino fueron responsables de unas 82.500 toneladas de amoniaco emitido a la atmósfera (un 16% del total nacional), sin contar las emisiones producidas por los purines en su aplicación al campo (que vienen a suponer la mitad del total de emisiones procedentes de la aplicación de deyecciones al campo), con las que se alcanzaría un valor cercano al 30%.

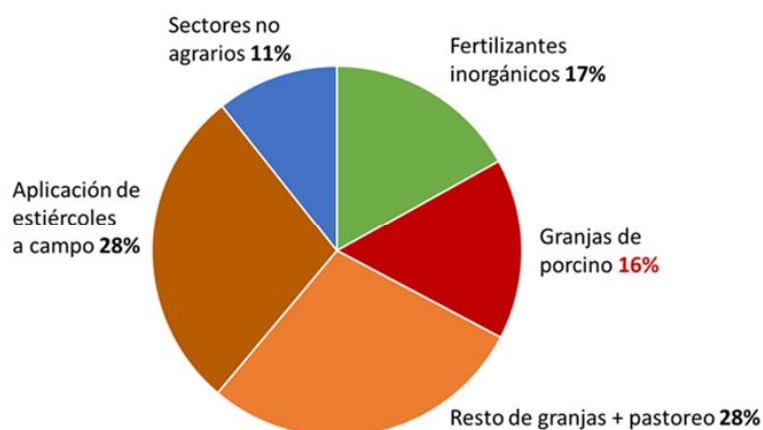


Figura 2. Principales sectores que contribuyen a la emisión de NH_3 de acuerdo con el Inventario nacional de emisiones para el año 2017. Fuente: MITECO, 2019.

La evolución de estas emisiones en los últimos años ha estado condicionada por la evolución del censo y las mejoras en la eficiencia productiva de las granjas. La figura 3 muestra la evolución porcentual del censo porcino, de sus emisiones totales y de las emisiones por plaza, considerando 1990 como año de referencia. Estos datos muestran una tendencia ascendente en el censo con tres fases de evolución en las emisiones: la primera abarca hasta el año 2005 con unas emisiones por plaza relativamente estables y superiores en cerca del 50% a las actuales; la segunda fase, entre los años 2005 y 2010 aproximadamente, se caracteriza por una reducción importante del NH_3 emitido por plaza debido a importantes mejoras en la eficiencia productiva y en la reducción de la excreción de nitrógeno causada por un mejor

ajuste en la formulación de los piensos. Esto se tradujo en una importante reducción de emisiones al tener un censo relativamente estable. La tercera fase incluiría desde el año 2010 hasta la actualidad, en que de nuevo las emisiones por plaza se mantienen relativamente estables y las emisiones totales ascienden como consecuencia del incremento del censo.

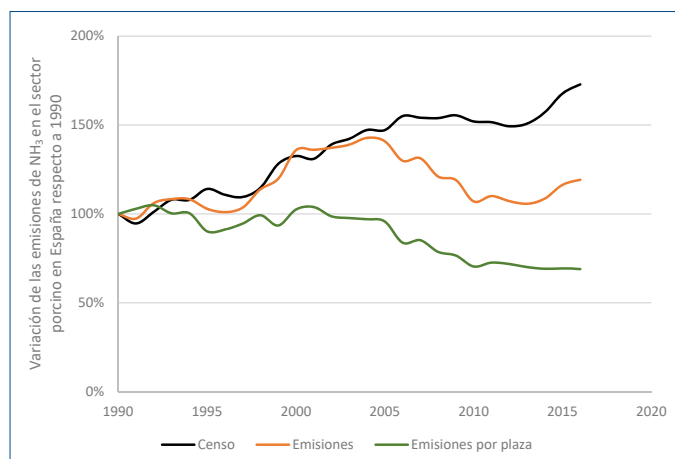


Figura 3. Evolución porcentual del censo porcino, emisiones y emisiones por plaza, tomando como referencia el primer año de la serie (1990). Fuente: MITECO (2019) y FAOSTAT (2019).

1.3.2. Gases de efecto invernadero: metano y óxido nítrico

Los datos de 2017 del Inventario español de emisiones indican que el sector «agricultura» es responsable directo del 11% de las emisiones de gases de efecto invernadero, de los cuales más de la mitad (un 6% del total de emisiones) corresponden a la cría de animales y la gestión de sus deyecciones (figura 4). Estas emisiones se producen mayoritariamente en forma de CH_4 , que es un gas con un poder de efecto invernadero muy superior al CO_2 , y se originan principalmente en la digestión de los animales rumiantes (vacas, ovejas y cabras, principalmente) y durante la gestión de los estiércoles líquidos (purines, principalmente procedentes del ganado porcino). Según el Inventario español de emisiones, la ganadería se sitúa lejos del sector energético, que representa un 78% del total, liderado por las industrias energéticas (28% del total) y el transporte (22%).

Según el Inventario nacional de emisiones, el ganado porcino emitió en 2017 cerca de 6,2 millones de toneladas de CO_2 equivalente en forma de metano (aproximadamente, la cuarta parte del total producido por agricultura y ganadería). De estas, una parte menor (alrededor del 10%) procedía de la fermenta-

ción entérica, mientras que la gestión de los purines supuso la mayor contribución del ganado porcino. La gestión de los purines porcinos (excluyendo la aplicación de purines a campo) emitió un total de 319.000 toneladas de CO₂ equivalente en forma de N₂O. En su conjunto, las granjas porcinas españolas (cría de animales y almacenamiento de estiércoles en la granja sin considerar la producción de piensos y procesado de la carne) supusieron un 2,2% del total nacional de emisiones.

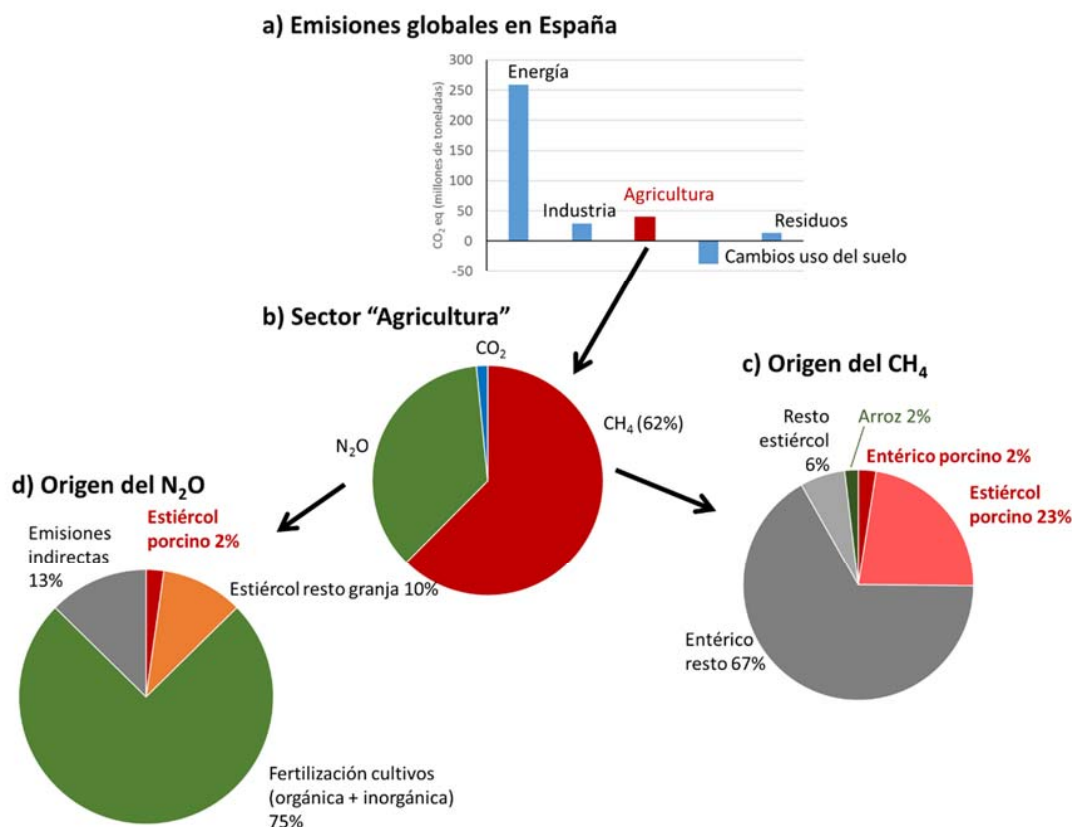


Figura 4. Emisiones de gases de efecto invernadero por sectores en España (a). Peso relativo de los distintos gases en el sector «agricultura» (b). Peso relativo de la actividad porcina en las emisiones de CH₄ de origen agrario (c) Peso relativo de la actividad porcina en las emisiones de N₂O excluida la aplicación de purín a campo, que está contemplada dentro de «fertilización de cultivos» (d).

Atendiendo a los datos del Inventario nacional de emisiones, es evidente que el grueso de las emisiones de gases de efecto invernadero está asociado a la obtención de energía mediante combustibles fósiles, con una contribución relativamente pequeña de la ganadería. No obstante, los objetivos de reducción de emisiones y la necesidad de lograr la neutralidad en carbono obligan a reducir estos gases en todos los sectores.

De acuerdo con el Inventario nacional de emisiones, la evolución de las emisiones de CH_4 en las dos últimas décadas ha venido marcada por una reducción de las emisiones (figura 5), particularmente alrededor del año 2005, debida a mejoras en la eficiencia alimentaria. A pesar de esta tendencia, en los últimos cinco años estamos en una situación de aparente estancamiento en la reducción de emisiones por plaza, que, junto con el aumento de censo, está ocasionando un aumento de emisiones.

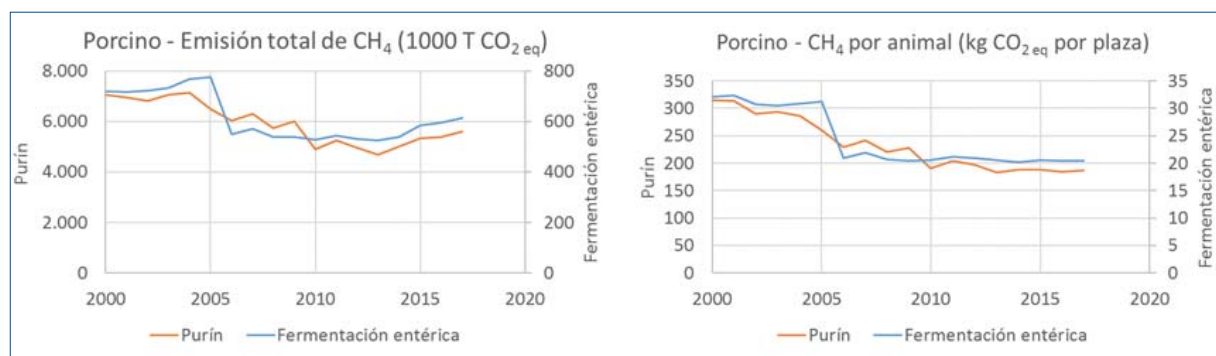


Figura 5. Evolución de las emisiones totales de CH_4 procedentes de la gestión del purín y de la fermentación entérica (izquierda) y evolución de las emisiones expresadas por plaza (derecha).

Igualmente, la evolución de las emisiones globales de N_2O procedentes de la gestión de estiércoles en granja ha seguido una tendencia descendente desde 2005 a 2013, pero ascendente desde ese año, al estabilizarse las emisiones por plaza y ascender el censo (figura 6).

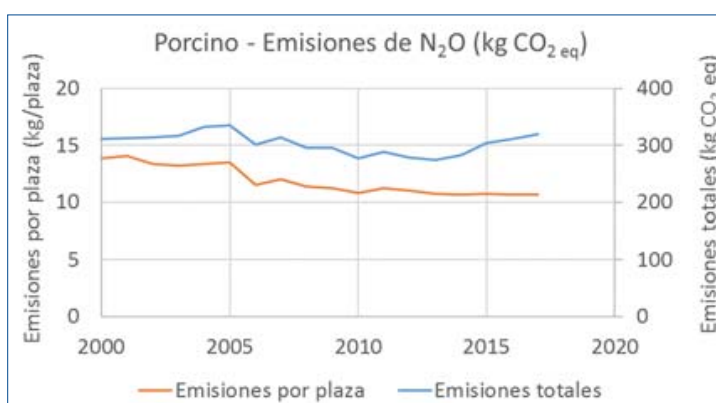


Figura 6. Evolución de las emisiones de N_2O procedentes de la gestión del estiércol en granja, expresadas por plaza y en global.

Por otra parte, el Inventario atribuye directamente a la actividad ganadera solo las emisiones producidas en la propia granja, mayoritariamente en forma de CH_4 y, en menor medida, como N_2O . El CH_4 producido en las granjas es uno más de los gases que conforman la huella de carbono que finalmente tiene el producto que llega al consumidor. Esta huella incluye también otras emisiones, como, por ejemplo, el óxido nitroso (N_2O) procedente de los suelos agrícolas de los que proceden los piensos o el CO_2 asociado al consumo energético en toda la cadena de valor (De Vries y De Boer, 2010). Se estima que solo un tercio de esa huella de carbono se debe a emisiones de CH_4 generadas en la propia granja, y que un gran peso en esa huella lo tiene la obtención de los piensos que consumen los animales (Six *et al.*, 2019). La cadena de producción de carne porcina, por tanto, tiene un peso sustancialmente mayor en las emisiones globales a las que directamente atribuye el Inventario de emisiones. A nivel de granja es posible reducir esta contribución indirecta mejorando la eficiencia en la conversión de alimento, que tiene también beneficios ambientales y productivos en la propia granja.

1.4. ¿Cómo se producen estas emisiones?

1.4.1. Amoniaco

El amoniaco es un gas que se libera en los procesos de descomposición de los estiércoles. Más concretamente, se genera principalmente a partir de la descomposición de la urea excretada en la orina. La urea contenida en la orina es la principal forma de eliminación de N por parte de los cerdos, aunque la proporción de N excretada en la orina depende en gran medida de factores nutricionales (Canh *et al.*, 1997). Según el MAPAMA (2017), por cada plaza de cerdo de cebo se excretan cerca de 10 kg de N cada año, de los cuales el 72% son a través de la orina.

Una vez excretada la urea, esta sigue un proceso relativamente rápido que conduce a la emisión de amoniaco. Este proceso consta de varias etapas sucesivas (figura 7) que han sido ampliamente descritas por Aarnink y Elzing (1997) y por Snoek *et al.* (2014). Conocer estas etapas es necesario para poder reducir la emisión de este gas:

- Descomposición de la urea en amonio por acción de la enzima ureasa. La enzima ureasa está presente habitualmente en las heces de los animales y tiene una acción muy rápida (cuestión de horas) sobre la urea. Por tanto, la cantidad de urea excretada por los animales se transforma rápidamente en amonio y, por tanto, determina el potencial de emisión de NH_3 .
- Equilibrio ácido-base. El amoniaco generado es una especie química sujeta un equilibrio ácido-base, al ser el NH_3 una base débil. El pH es, por tanto, un factor que determina de forma drástica las emisiones, siendo mayores a pH básico (al favorecer la presencia de NH_3) y menores a pH ácido (al favorecer la presencia de la forma ionizada NH_4^+).
- Solubilidad del amoniaco. Aunque el NH_3 es un gas muy soluble en agua, en toda disolución de este compuesto existe una pequeña proporción que se encuentra en forma de gas (entre un 0,02% y un

0,15%, según Snoek *et al.*, 2014). Esta pequeña proporción es la que está en disposición de emitirse a la atmósfera. La solubilidad del NH_3 se reduce al aumentar la temperatura, es decir, temperaturas altas aceleran esta fase de la emisión.

- d. Volatilización a la atmósfera. Es el proceso físico por el cual el amoniaco no disuelto presente en el líquido pasa a la atmósfera atravesando la interfaz entre el purín y el aire. Este proceso se acelera cuando mayores son la velocidad de aire en la superficie, la superficie de contacto con el aire y el tiempo de exposición. Por el contrario, se reduce si existe alguna barrera física que dificulta el flujo de este gas (por ejemplo, una cubierta flotante o una costra formada sobre el purín).

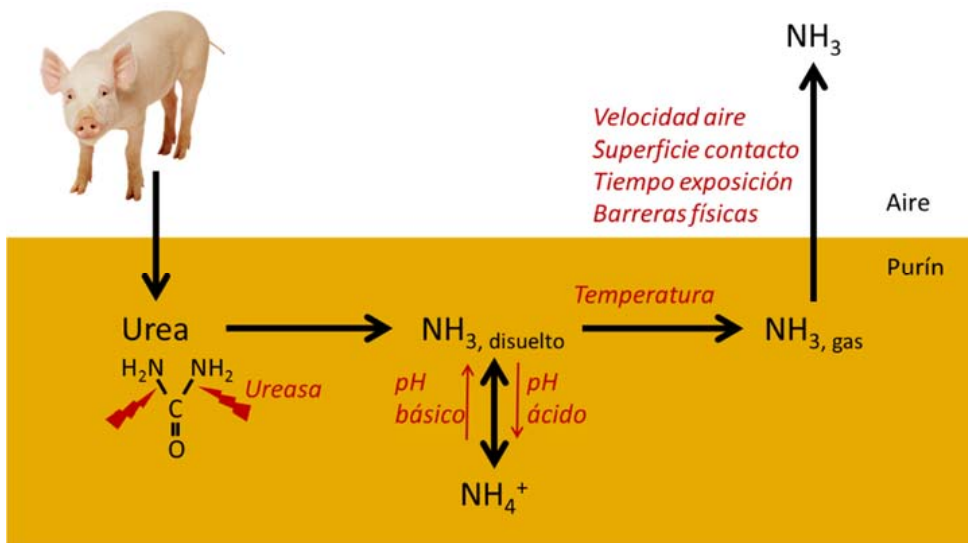


Figura 7. Principales etapas que conducen a la emisión de amoniaco, y factores implicados. Fuente: adaptado de Snoek *et al.* (2014).

Conviene destacar que, dada la rapidez con que se producen estos procesos, estos ocurren no solo en las fosas de purines y en las balsas de almacenamiento, sino que también empiezan a producirse en superficies sucias de los corrales, tales como suelos continuos y emparrillados, que se convierten también en fuente de emisión (Aarnink *et al.*, 1998).

Una vez emitido desde las fosas y demás superficies sucias de la granja, el NH_3 se acumula en el interior de las naves, afectando a la calidad del aire interior, antes de ser liberado a la atmósfera a través de la ventilación de la granja. La ventilación, por tanto, juega un papel directo en la calidad

del aire relacionada con los niveles de amoniaco, tanto directo al diluir este gas como indirecto al regular la temperatura y la velocidad del aire en el interior (parámetros que afectan, a su vez, a la emisión de NH_3).

Estos procesos tienen lugar de forma continua y consecutiva en las distintas fases de la gestión del purín, empezando por el propio alojamiento, siguiendo por el almacenamiento exterior del purín (si lo hay), hasta la aplicación definitiva al campo. Por tanto, es posible representar el flujo de N excretado y su implicación en las emisiones según el diagrama de la figura 8, que muestra de forma esquemática cómo se producen las emisiones en las distintas etapas de la gestión de los purines, desde el propio alojamiento hasta la aplicación al campo. Esta figura también ilustra cómo las emisiones de NH_3 constituyen una pérdida del N disponible para los cultivos, en comparación con el N excretado.

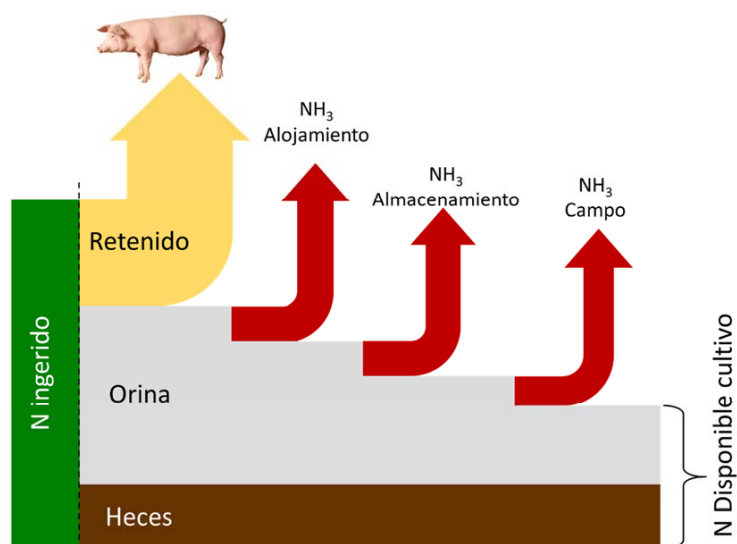


Figura 8. Representación del balance de nitrógeno y emisiones de una granja. Los grosores de las flechas reflejan la magnitud aproximada de cada flujo, considerando el balance nutricional (MAPAMA, 2017) y factores de emisión de EMEP (2016).

En las condiciones actuales para un cebadero de porcino, los cerdos retienen aproximadamente un 35% del N que ingieren, mientras que el 65% restante es excretado (MAPAMA, 2017). Como se ha indicado anteriormente, la excreción se produce a través de la orina (principalmente, en forma de urea) y en menor medida a través de las heces (en distintas formas de nitrógeno orgánico). La urea excretada se descompone rápidamente en nitrógeno amoniacal, que está disponible para su emisión siguiendo los procesos indicados en la figura 7. Por el contrario, el nitrógeno contenido en las heces suele descomponerse de forma más lenta, considerando el tiempo que suelen almacenarse los purines en la granja, y, por tanto, no contribuye de forma relevante a estas emisiones. Como consecuencia, la relación entre el nitrógeno excretado mediante la orina y con respecto al excretado en las heces está directamente vinculada con la emisión de NH_3 (figura 9).

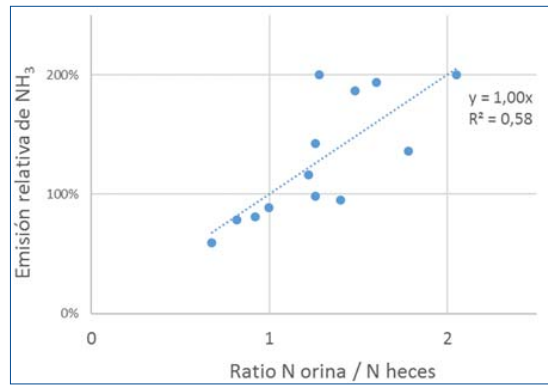


Figura 9. Emisiones relativas de NH_3 en función de la ratio de excreción de nitrógeno entre orina y heces.
Fuente: elaborado a partir de Antezana *et al.* (2015), Beccaccia *et al.* (2015) y Beccaccia *et al.* (2015b).

1.4.2 Metano

La producción de CH_4 está asociada a la descomposición de la materia orgánica en condiciones anaerobias, lo cual se produce mayoritariamente en la digestión de los rumiantes y en el almacenamiento de estiércoles líquidos. El mecanismo de producción consiste en una serie de reacciones de degradación de los distintos compuestos orgánicos mediante la acción de varios tipos de microorganismos. Aunque existen otros mecanismos, los principales son los recogidos en la figura 10.

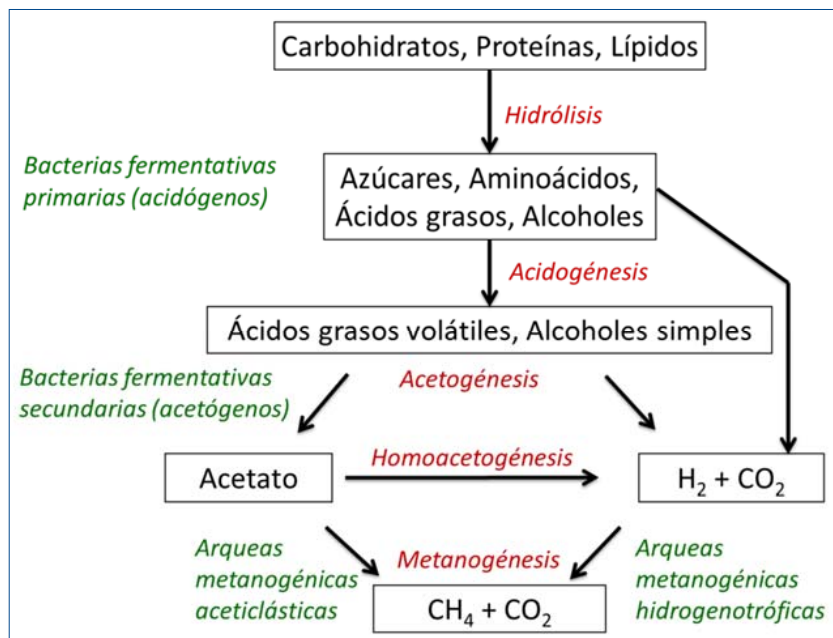


Figura 10. Reacciones que conducen a la formación de metano y grupos de microorganismos implicados.

Al igual que en las emisiones de NH_3 , los sustratos a partir de los cuales se produce el metano son aquellos no aprovechados por el animal, en este caso, excretados a través de las heces. El metano se asocia a los balances de energía, tal y como se muestra en el balance alimentario de la figura 11. Concretamente, la energía excretada a través de las heces es el principal sustrato para la producción de CH_4 por parte del purín, mientras que el CH_4 de la fermentación entérica supone una pérdida de energía digestible que no puede ser metabolizada.

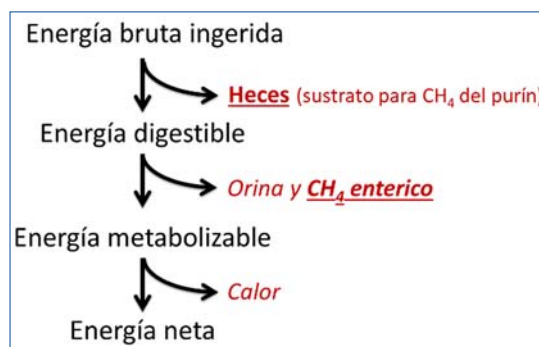


Figura 11. Balance de energía y fuentes de CH_4 .

A diferencia del NH_3 , el CH_4 es un gas muy poco soluble, y, por tanto, una vez producido el gas, acaba emitiéndose a la atmósfera mediante un característico burbujeo en purines.

Las particularidades de la fermentación entérica en cerdos y las emisiones de CH_4 de los purines se detallan en los siguientes epígrafes.

Fermentación entérica en porcino

La cantidad de metano producida por un animal depende de la constitución de su aparato digestivo y de la dieta ingerida por el animal. Los animales monogástricos, como el ganado porcino, tienen tasas de emisión mucho menores a los rumiantes. Esto se debe a que la generación del metano en los cerdos se circunscribe al intestino grueso, donde se digiere la fracción fibrosa de la dieta. También se debe a que la alimentación porcina se realiza habitualmente con base en ingredientes de alta calidad y digestibilidad.

Debido a la menor repercusión de estas emisiones en porcino, existen pocos estudios que lo cuantifiquen y evalúen el impacto que tienen las diferentes estrategias de reducción. Por ejemplo, IPCC (2006) indica un factor de emisión por defecto de 1,5 kg CH_4 por cabeza y año en países desarrollados, o bien una tasa de conversión del 0,6% de la energía bruta ingerida, que se perdería en forma de CH_4 . Sin embargo, la cantidad de CH_4 producido se reduce conforme más digestible es la dieta, y aumenta al incrementarse la proporción de los distintos componentes fibrosos (Jørgensen *et al.*, 2011). Al contrario que en rumiantes, el contenido y tipo de grasa apenas afecta a la emisión entérica, ya que las grasas son altamente digestibles.

Metano procedente de la gestión de deyecciones

El CH₄ producido en el almacenamiento de las deyecciones ganaderas tiene una doble vertiente: por una parte, contribuye a las emisiones de gases efecto invernadero, pero, por otra parte, constituye la base de la digestión anaerobia, que es una técnica de tratamiento de purines en la cual precisamente se potencia esta emisión para aprovechar posteriormente la energía del CH₄.

La cantidad de CH₄ generado en la gestión de deyecciones depende de estos cuatro factores: cantidad de materia orgánica, composición de las deyecciones, la forma y tiempo de almacenamiento, y la temperatura.

La cantidad de materia orgánica excretada por el animal (también llamada «sólidos volátiles» excretados), que va a constituir el sustrato sobre el que se producirá la fermentación. En el ganado porcino puede estimarse mediante balances alimentarios como el que se utiliza para el Inventario nacional de emisiones (MAPAMA, 2017).

La composición de las deyecciones, que determina el potencial de producción de metano por parte del purín (conocido por sus siglas en inglés, BMP, *Biochemical Methane Potential*). El BMP es la cantidad de metano que produce cada kilogramo de materia orgánica. Aunque el IPCC da un valor por defecto de 0,45 m³ de CH₄ por kilogramo de materia orgánica, este valor varía sustancialmente según la composición de las deyecciones, que, a su vez, dependen en gran medida de la dieta. Estudios realizados en España en cerdos de cebo indican que este valor oscila entre 0,26 y 0,40 m³ de CH₄ por kilogramo de materia orgánica (Beccaccia *et al.*, 2015a; Beccaccia *et al.*, 2015b; Antezana *et al.*, 2015). Sin embargo, en condiciones comerciales, la cantidad de CH₄ que potencialmente puede emitir cada por metro cúbico de purín que se extrae de las fosas presenta mucha mayor variación debido al efecto de dilución (según el uso del agua de consumo y limpieza) y al manejo del purín, tal como se muestra en la tabla 1. Los datos de esta tabla muestran un mayor potencial de producción de metano en animales en crecimiento, especialmente en la fase final del engorde. También se observa que existen granjas de purín en las que el potencial de emisión de CH₄ es bajo, bien porque el gas ya se haya emitido en parte o bien porque el proceso de degradación indicado en la figura 10 no se esté realizando debido a inhibiciones de los microorganismos que intervienen en ella.

TABLA 1. EMISIÓN POTENCIAL DE CH₄ EXPRESADA EN M³ DE METANO POR M³ DE PURÍN, PARA PURINES OBTENIDOS DE FOSAS EN GRANJAS COMERCIALES (N = NÚMERO DE MUESTRAS). FUENTE: ANTEZANA *ET AL.* (2016).

| m ³ CH ₄ / m ³ purín | Valor medio | Mínimo | Máximo |
|---|-------------|--------|--------|
| Gestación (n = 15) | 4,09 | 0,224 | 10,8 |
| Maternidad (n = 14) | 4,45 | 0,223 | 10,9 |
| Lechones (n = 14) | 7,33 | 0,822 | 25,1 |
| Cebadero (n = 34) | 14,4 | 0,421 | 51,0 |

La forma y tiempo de almacenamiento de las deyecciones determina qué proporción se alcanza en la práctica sobre el potencial de producción de metano. Esta proporción se conoce como factor de conversión de metano (MCF, *Methane Conversion Factor*) y está drásticamente condicionado a que se den o no las condiciones necesarias (falta de oxígeno) y el tiempo suficiente para que se produzcan las reacciones de degradación indicadas en la figura 10. De forma general, se estima que el potencial de emisión de metano se alcanza en torno a los 30 días de almacenamiento en condiciones anaerobias (figura 12). Estos factores se recogen en la guía de elaboración de los inventarios (IPCC, 2006). Para sistemas de almacenamiento sólido, dado que no tienen condiciones anaeróbicas, la producción de CH₄ es muy baja (se emite menos del 4% del BMP). Esto valdría para sistemas de suelo continuo con material de cama y para la fracción sólida separada del purín. Sin embargo, para almacén de estiércol líquido la proporción es elevada, pudiendo llegar hasta el 80% del BMP.

La temperatura de almacenamiento de las deyecciones también tiene un efecto significativo sobre la cantidad de CH₄ que se emite. Dado que se trata de un proceso biogénico, la temperatura juega un papel fundamental (figura 13).

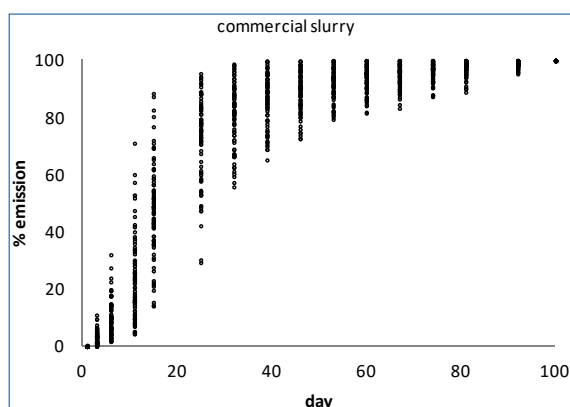


Figura 12. Evolución de las emisiones de CH₄ en el tiempo (expresado como el porcentaje de las emisiones ocurridas en un día respecto a las emisiones totales) en 71 muestras de purines procedentes de granjas comerciales de España. Fuente: Antezana *et al.*, 2020.

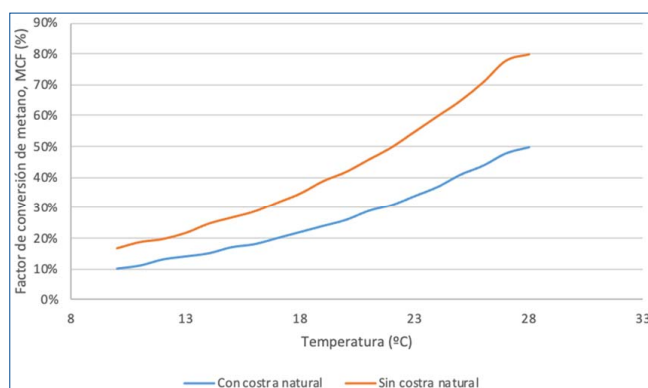


Figura 13. Factores de conversión de metano para el porcino en función del sistema de almacenamiento y la temperatura. Fuente: IPCC (2019).

1.4.3. Óxido nitroso

El N_2O emitido en granja proviene principalmente del almacenamiento, la gestión y el tratamiento del estiércol, antes de su aplicación en los campos. El proceso de emisión requiere unas condiciones particulares que favorezcan de forma sucesiva la nitrificación y desnitrificación del amonio, tal como se resume en la figura 14.

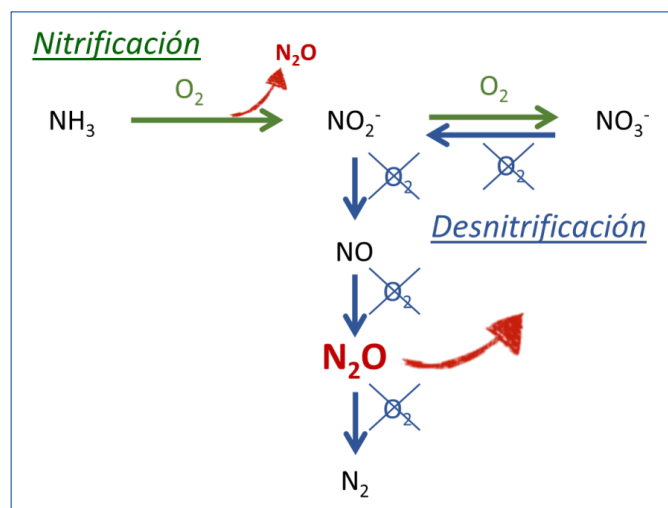


Figura 14. Resumen de las reacciones de nitrificación (verde) y desnitrificación (azul) que conducen a la emisión de óxido nitroso. Fuente: adaptado de Wrage *et al.* (2001).

El sustrato de partida es el amonio, que es un compuesto químico ampliamente presente en estiércoles ganaderos y purines según lo indicado en la figura 7. Este compuesto es degradado por la acción de un conjunto de microorganismos que pueden estar implicados en una o varias de las reacciones indicadas en la figura 14:

- La nitrificación es el primer paso y consta de las reacciones que conducen a la formación de nitrato. La nitrificación requiere condiciones aerobias dado que es un proceso de oxidación, y en ella pueden generarse pequeñas cantidades de óxido nitroso.
- La desnitrificación es el segundo paso, que consiste en la reducción del nitrato en sucesivas etapas hasta generarse nitrógeno molecular, que es un gas inocuo que pasa a la atmósfera (recordemos que el 78% de la atmósfera es N_2). Estas reacciones se producen en condiciones anaerobias y son la mayor fuente de óxido nitroso, puesto que se trata de un producto intermedio de la desnitrificación y puede pasar a la atmósfera antes de que se complete el último paso, es decir, la formación de N_2 .

Se observa que la emisión de N_2O es producto de una combinación compleja de reacciones que se producen en unas condiciones características, que son las que explican el reducido peso que tiene el ganado porcino en estas emisiones. Dado que las deyecciones porcinas se gestionan habitualmente en forma líquida (condiciones anaerobias), se inhibe en gran medida el proceso de nitrificación y, por tanto, no se dan las condiciones para que se emitan grandes cantidades de N_2O . La mayor parte del nitrógeno queda como amonio, que queda disponible para su emisión directa a la atmósfera según lo indicado en la figura 7. Por tanto, IPCC (2006) asigna unas emisiones de N_2O mínimas a los sistemas líquidos como las balsas y las fosas.

Sin embargo, las condiciones favorables a este gas se dan característicamente en sustratos más aireados, o con alternancia entre períodos de saturación y aireación. Son ejemplos característicos de emisión elevada de N_2O los siguientes:

- Aireación de los purines.
- Compostaje o almacenamiento de la fracción sólida separada del purín.
- Aplicación de cualquier fertilizante nitrogenado a campo (incluyendo los purines), especialmente si hay riegos o lluvias posteriores a la aplicación.
- Sistemas de biológicos de limpieza de aire (*bioscrubbers*).

Es importante resaltar la dificultad de medir y controlar el óxido nitroso. Las condiciones favorables para su formación aparecen de forma puntual en forma de picos de emisión de poca duración, lo que dificulta su seguimiento. Por otra parte, su emisión se da en cantidades bajas, aunque, dado el elevado factor de conversión en CO_2 (298 kg de CO_2 equivalente por cada kilogramo de N_2O), cualquier mínimo cambio en la emisión de este gas tiene gran transcendencia. Por tanto, a pesar de que el ganado porcino tiene un peso reducido en la emisión de este gas, es necesario medir las emisiones de este gas en los sistemas de tratamiento que sean susceptibles de producirlo en mayor cantidad (uso de camas, separación de sólidos, compostaje...).

1.5. Situación actual y tendencias regulatorias

La presión para reducir las emisiones de gases de la ganadería es cada vez mayor. Los compromisos internacionales en materia de contaminación del aire y de clima se están traduciendo en estrategias nacionales y en legislación específica que está empezando a interpelar directamente al sector porcino.

1.5.1. Compromisos de reducción

Los compromisos de reducción de NH_3 para España vienen recogidos en la directiva techos (Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea, 2016). En particular, recogen una reducción del 3% a partir de

2020 y de un 16% a partir de 2030, en comparación con las emisiones del año 2005. Esta directiva es continuación de la anterior directiva del año 2001 (Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea, 2001), que establecía unos límites de emisión más restrictivos (353 kt) que se han estado excediendo ampliamente los últimos años (figura 15). Se observa que, a pesar de la escasa ambición en la reducción de este contaminante en los próximos años, la tendencia ascendente en las emisiones obliga igualmente a implementar medidas de reducción.

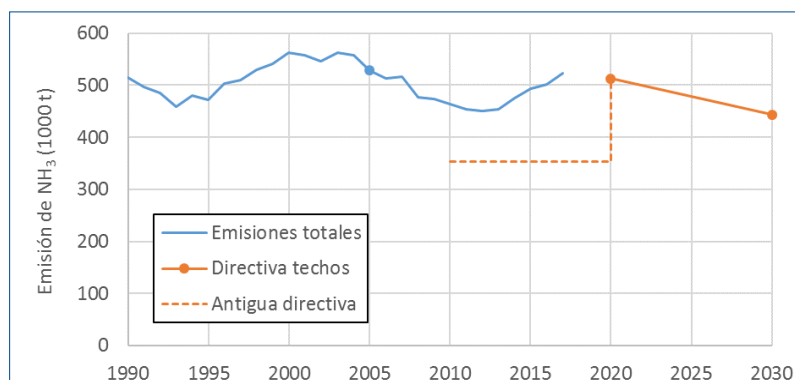


Figura 15. Evolución de las emisiones totales de NH₃ en España y comparación con el actual límite de emisión (directiva de 2001) y con los límites establecidos entre 2020 y 2030. Fuente: MITECO, 2019a.

Como consecuencia de la directiva techos, cada país miembro debe presentar un programa nacional de control de la contaminación atmosférica que concrete las políticas y medidas de reducción de los contaminantes contemplados en esta. Este programa se encuentra en fase de elaboración, tras haber pasado en 2019 por una fase de consulta de participación pública (MITECO, 2019). En él se recogen medidas concretas para la ganadería porcina que se concretan en regulaciones específicas:

- Nuevo Real Decreto de ordenación del sector porcino (RD 306/2020).
- Nuevo Real Decreto de fertilización racional, que afectará a la aplicación de purines al campo, especialmente en cuanto a la regulación de las dosis de abonado y de las formas de aplicación. Se pretende continuar así con el reciente Real Decreto 980/2017, que empezó a vincular la percepción de las ayudas de la PAC con sistemas de aplicación de estiércoles y purines con menor emisión de NH₃.
- Todo esto, de forma adicional a la legislación que afecta a las granjas de mayor tamaño: Real Decreto Legislativo 1/2016, de 16 de diciembre, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de prevención y control integrados de la contaminación; y 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

Los compromisos de reducción de gases de efecto invernadero derivan del Acuerdo de París en 2016¹ y la Unión Europea los está implementando a través de diversas directivas. El Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (MITECO, 2019c) concreta las medidas aplicables al ganado porcino, en especial, encaminadas a la reducción de metano en la gestión del estiércol. Estas medidas se incluyen igualmente en el nuevo Real Decreto de ordenación del sector porcino (véase apartado siguiente).

1.5.2. Nuevo Real Decreto de ordenación del sector porcino

El nuevo Real Decreto de ordenación del sector porcino recientemente aprobado (RD 306/2020) contempla el contexto explicado en este documento y concreta estrategias para reducir las emisiones de gases en las granjas.

Para **nuevas granjas** se deberán adoptar las siguientes mejores técnicas disponibles:

- Una estrategia nutricional y una formulación de piensos que permitan **reducir el contenido de proteína bruta de la alimentación**, y administrar una alimentación multifase dependiendo de los diferentes requisitos nutricionales según la etapa productiva.
- En los alojamientos, una técnica o una combinación de técnicas que permitan la **reducción de emisiones de amoníaco en, al menos, un 60%** con respecto a la técnica de referencia (se considera que esta referencia es el emparrillado total, fosas en "U", con mantenimiento del purín durante todo el ciclo productivo en las fosas).
- Durante el almacenamiento exterior del purín, deberán adoptar **técnicas que reduzcan, al menos, un 80% las emisiones de amoníaco** con respecto a la técnica de referencia (fosas abiertas y sin costra natural).

Las granjas existentes de más de 120 UGM deberán adoptar:

- Un **sistema de alimentación multifase**, con **reducción del contenido de proteína bruta**, teniendo en cuenta las necesidades de los animales.
- **Al menos una** de las siguientes técnicas:
 - a. Vaciado de las fosas de estiércoles de los alojamientos al menos dos veces por la semana.
 - b. Cubrir las balsas de estiércoles, en las zonas en que no se forme de manera espontánea costra que cubra totalmente la superficie, con técnicas que reduzcan las emisiones de gases contaminantes al menos en un 40% con respecto a la referencia de balsa sin costra.

1. Acuerdo de París. Recuperado de https://ec.europa.eu/clima/policies/international/negotiations/paris_es

- c. Cualquier otra técnica, descrita como mejor técnica disponible, que garantice una reducción de emisiones de gases contaminantes equivalente a la alcanzada mediante las técnicas descritas en los apartados a) o b).

La propuesta de este real decreto está en línea con el documento de Mejores Técnicas Disponibles (Giner Santonja *et al.*, 2017) y las correspondientes conclusiones de BAT (del inglés, *Best Available Techniques*). En particular, persigue la reducción de emisiones (amoníaco y metano) en su conjunto. Además, a través del Registro de Mejores Técnicas Disponibles de las explotaciones contemplado en el real decreto se pretende centralizar la información respecto a las técnicas empleadas en granja y así poder trasladar la implementación de estas técnicas a resultados de reducción de emisiones.

A pesar de especificar medidas concretas (vaciado frecuente y cubierta de balsas), el real decreto deja margen a otras medidas con un nivel de reducción equivalente. Queda indefinida la forma en la que se cuantificará el nivel de reducción de emisiones de las distintas técnicas, ya sean nuevas técnicas o técnicas existentes en otros países pero que necesitarían validarse en nuestras condiciones.

Parece conveniente, por tanto, avanzar en mecanismos de medición y certificación de las emisiones de distintas técnicas, que podrían basarse o adaptarse en los ya existentes en otros países (p. ej., VERA)². La medición de gases en granja es costosa, pero disponer de tales mecanismos no solo permitiría garantizar a los productores la eficacia de las medidas que les puedan ofrecer, sino también garantizar el nivel de reducción exigido por el real decreto y avanzar en la utilización de factores de emisión propios en los inventarios.

1.6. Guías existentes sobre reducción de emisiones de la ganadería

Las estrategias de reducción de emisiones de la ganadería han sido ampliamente estudiadas en el contexto de la Unión Europea. Igualmente, estas estrategias han sido plasmadas en diversas guías de reducción de emisiones, particularmente dedicadas a reducir la emisión de NH₃. Entre estas guías pueden destacarse las siguientes por ser las más recientes:

- *Opciones para la mitigación de amoníaco* (Bittman *et al.*, 2014).
- *Código de buenas prácticas en la agricultura para reducir las emisiones de amoníaco* (UN-ECE, 2015).
- *Documento de referencia de las Mejores Técnicas Disponibles en la cría intensiva de aves y cerdos* (Giner Santonja *et al.*, 2017).

A nivel nacional, tenemos documentos de referencia elaborados por el entonces Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

2. Recuperado de <https://www.vera-verification.eu/>.

- *Evaluación de técnicas de reducción de emisiones en ganadería* (MAGRAMA, 2014). Este documento recopila las mediciones de gases en granja realizadas por el Ministerio, aportando hojas resumen de su eficacia y costes.
- *Guía de las mejores técnicas disponibles para reducir el impacto ambiental de la ganadería* (Cabello et al., 2017). Redactada como una guía divulgativa de los impactos de la ganadería y sobre las formas de reducir la contaminación en su conjunto en las distintas especies.

Todos estos documentos tienen un enfoque común en el que otorgan una gran relevancia al manejo del ciclo de nutrientes en su conjunto (especialmente el nitrógeno). Posteriormente se presentan las estrategias de forma categorizada: medidas nutricionales, en alojamiento, en almacenamiento y en aplicación a campo. Mientras que las guías de ámbito internacional recogen la información con carácter genérico para distintas regiones, los documentos de ámbito nacional se centran en la aplicabilidad a escala nacional.

Este documento no pretende repetir lo que ya se ha indicado en los anteriores documentos, que son suficientemente detallados en cuanto a las estrategias y sus potenciales de mitigación de emisiones. Sí pretende constituir una guía que oriente sobre las posibilidades de reducir las emisiones en el ganado porcino, en cumplimiento de los ambiciosos objetivos de reducción que se están planteando, de forma que esa reducción pueda ser efectiva.

1.7. Conclusiones e implicaciones

La ganadería porcina juega un papel muy relevante en las emisiones de amoníaco y contribuye también a la emisión de gases de efecto invernadero. Estos gases tienen impactos ambientales que afectan a escala global y, por tanto, deben reducirse, no solo por los compromisos adquiridos a nivel internacional, sino como parte de la responsabilidad del propio sector.

El sector porcino ha reducido sus emisiones por plaza de forma muy importante en los años en torno a 2005. Sin embargo, en los últimos años esas emisiones por plaza han dejado de mejorar y la emisión global del sector está ascendiendo como consecuencia del aumento del censo. Por tanto, es necesario un nuevo impulso para reducir las emisiones del ganado porcino.

El contexto normativo, en particular, el nuevo Real Decreto de ordenación del sector porcino, va a establecer nuevas exigencias de reducción de emisiones. Estas se basan en estrategias ampliamente contrastadas (estrategias alimentarias, vaciado frecuente de fosas y cubierta de balsas), dejando abierta la posibilidad de aplicar mejoras con un nivel de reducción de emisiones equivalente.

Es en este punto donde es fundamental conocer los fundamentos sobre las emisiones de estos gases, que se han indicado en el presente documento. Cualquier nueva técnica que se pueda proponer debe tener un principio de funcionamiento que retrase o impida los procesos de emisión aquí explicados. Igualmente, es necesario poder acreditar el nivel de reducción indicado por la medida, lo cual implica la necesidad de medir las emisiones de una determinada técnica antes de ponerla en práctica.

CAPÍTULO 2. CUANTIFICACIÓN DE LAS EMISIONES DE AMONIACO EN GRANJAS PORCINAS

2.1. Antes de empezar, ¿por qué vamos a medir emisiones?

La medición de las emisiones de gases (NH_3 , CO_2 , CH_4 , SH_2 , etc.) por parte de una fuente emisora (granja porcina) es una actividad compleja que puede realizarse de diferentes formas, en función de la naturaleza del problema, de los recursos disponibles y de los resultados que se quieren obtener.

Además de especificar el gas que medir, es fundamental establecer cuál es el objetivo de la medición, pues de ello dependerán la precisión de los métodos empleados (técnicas de medición) y el diseño experimental (duración de las mediciones, frecuencia de estas, número de réplicas que considerar y representatividad en el tiempo).

En ganado porcino, el gas de mayor importancia es el amoniaco, tanto por las implicaciones ambientales de sus emisiones como por su relevancia de cara a la calidad de aire interior y el bienestar animal. El otro gas de relevancia es el metano, si bien puede tener interés determinar también otros contaminantes como material particulado, olores o endotoxinas. En cualquier caso, antes de nada debemos tener claro qué contaminante vamos a medir y para qué.

Los objetivos de medición determinarán muchas veces la metodología utilizada. A modo de ejemplo, estos son algunos objetivos generales por los que podemos requerir medir emisiones:

- Ciencia básica (conocer mecanismos de emisión). Suele requerir medidas frecuentes y precisas, acompañadas de multitud de mediciones de otros parámetros, como composición de los estiércoles, variables ambientales o incluso determinación de rutas bioquímicas y metabólicas. Se suele realizar en condiciones controladas: pequeños ensayos *in vitro* o en granja experimental.
- Determinar factores de emisión: requiere medidas repetidas en el tiempo y en varios lugares representativos. Debe ser en granjas comerciales. Puede incluso realizarse sin necesidad de medidas, con técnicas de modelización.
- Evaluar estrategias de reducción: requiere mediciones comparativas con precisión suficiente para detectar las diferencias esperadas. En todo caso, la estrategia de reducción deberá tener un principio de funcionamiento que permita estimar la reducción esperable. Se valida el método para las condiciones de granja.

- Monitorizar granjas: comprobar si una estrategia de reducción está funcionando en condiciones comerciales. Requiere un equipamiento versátil, transportable y relativamente económico.
- Garantizar el bienestar animal. Para ello únicamente necesitamos medir concentraciones. Puede requerirse su instalación asociada al sistema de ventilación para diluir la concentración cuando supera un cierto umbral. No es necesario una extraordinaria precisión en la medida.

Una vez establecida la medida, puede planificarse la medición utilizando los medios más adecuados.

2.2. ¿Cómo medimos las emisiones?

La medición experimental de las emisiones de amoniaco se fundamenta en la aplicación de diversos métodos para determinar el flujo de gas intercambiado. Las emisiones gaseosas no pueden medirse directamente, de forma que se realiza habitualmente mediante balances de materia que suelen adoptar una de estas dos formas:

- Cámara abierta: consiste en tomar un volumen de control, que puede ser desde un pequeño recipiente hasta una nave ganadera entera. Se identifican las entradas y las salidas de aire y se determina la concentración de gas en las entradas y en las salidas de aire de ese volumen de control. También se determina el volumen de aire intercambiado (figura 16). Es el método habitualmente utilizado en alojamientos ganaderos.
- Cámara cerrada o estática: consiste en encerrar una fuente emisora sin dejar que las emisiones salgan del volumen de control. Al hacerlo, la concentración interior del volumen encerrado se incrementa linealmente y la emisión es proporcional a la tasa de aumento de la concentración. Esta técnica se suele usar para cuantificar las emisiones de purines y suelos, pero no para animales, porque estos requieren un suministro de aire.

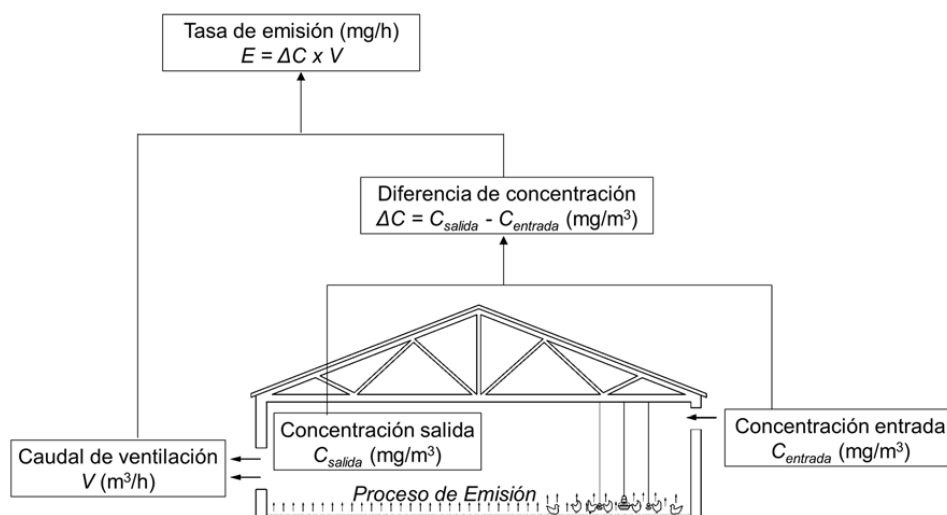


Figura 16. Medición de emisiones en granja mediante balance de masas. Fuente: adaptado de Calvet *et al.*, 2013.

2.2.1. Medir concentraciones

Nos centraremos en este punto en las emisiones más relevantes, que son las emisiones de amoníaco.

Los métodos para determinar la concentración de amoníaco se basan en las propiedades del amoníaco como gas. Su elección dependerá de la precisión que se necesite, la frecuencia y el número de mediciones, así como del rango de concentraciones en el que se quiera medir. Los sistemas de medición de amoníaco se pueden clasificar según los siguientes criterios: rango de medición, coste, periodicidad de las medidas, vida del sensor y portabilidad (Ni y Heber, 2001).

Una descripción de los principales métodos de medición de amoníaco pueden verse en la tabla 2, clasificados según criterios de funcionamiento (Phillips *et al.*, 2001).

TABLA 2. TÉCNICAS DE MEDICIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE AMONIACO. FUENTE: PHILLIPS *ET AL.*, 2001.

| Técnica de medida | Sensibilidad | Exactitud | Precisión | Coste |
|---------------------|------------------|---------------|-----------|-------|
| Captura ácida | Según exposición | Muy buena | Buena | Medio |
| Quimioluminiscencia | 1 ppb | Muy exacto | 0,3 ppb | Alto |
| Espectroscopía PAS | 10 ppb | Muy favorable | Muy buena | Alto |
| Espectroscopía FTIR | 1 ppb | Muy favorable | Muy buena | Alto |
| Cromatografía | 0,2 ppb | Muy buena | Muy buena | Medio |
| Ultravioleta DOAS | 5 ppb | 10% | Buena | Medio |

A continuación, se hace una breve descripción de los principales métodos de medición de amoníaco que se utilizan más habitualmente en granjas de porcino.

El método más simple y barato es el uso de **tubos de detección**, se basan en la absorción del amoníaco en superficies sólidas, acompañada de una reacción de cambio de color. Su sensibilidad es variable, su exactitud y precisión son bajas. Los tubos solo son utilizables una vez y durante un período corto de tiempo. Además, su repetibilidad y reproducibilidad son desfavorables, sobre todo cuando se miden valores cercanos al umbral de detección. En cualquier caso, al ser un sistema rápido y económico, permite identificar problemas de forma eficaz, que luego pueden analizarse con más detalle utilizando otras técnicas más complejas.

El método más simple, exacto, preciso y de coste medio es la **captura ácida**, que consiste en hacer circular un caudal de aire conocido a través de un ácido débil, de manera que el amoníaco queda atrapado en el líquido y posteriormente se analiza la cantidad de amoníaco por procedimientos químicos. Este método suele usarse como referencia y la principal limitación es que solo aporta el valor medio de concentración durante el tiempo de muestreo y conlleva mayores exigencias de material y análisis posterior.

El uso de **sensores electroquímicos** también permite cuantificar la concentración de amoniaco, estos sensores basan su funcionamiento en la cuantificación de los electrones intercambiados en una reacción redox en la que interviene el amoniaco. Se trata de un sistema con grandes ventajas por su medición en continuo y relativo bajo coste por medida utilizada. Sin embargo, la vida del sensor es limitada, requiriendo calibración cada 12-18 meses como mínimo. Se ha constatado que este sistema pierde sensibilidad con mediciones prolongadas y los errores en la medición se incrementan en mediciones próximas al límite de detección. No obstante, recientemente se están desarrollando nuevos sensores con buena respuesta temporal, lo que los está convirtiendo en una alternativa muy interesante para realizar mediciones en condiciones de granja (Melse *et al.*, 2016).

Los **medidores por quimioluminiscencia** ofrecen una medición cuantitativa del óxido de nitrógeno (NO) contenido en el aire. El proceso se basa en la reacción en fase gas entre el óxido de nitrógeno y el ozono, para producir dióxido de nitrógeno (NO₂) en estado excitado, y una posterior luminiscencia que mide el aparato. El amoniaco puede medirse en este sistema porque una reacción catalítica convierte el amoniaco en óxido de nitrógeno (NO) (Phillips *et al.*, 2001). Es un método de gran sensibilidad, precisión y linealidad. Permite la medición en continuo, sin embargo, el equipo tiene componentes caros y su mantenimiento es complicado. También ha sido empleado en monitorización ambiental del amoniaco, pero en la práctica su elevado coste hace que solo pueda usarse a nivel experimental y que sea muy difícil usarlo de forma masiva en condiciones de campo.

La **espectroscopía fotoacústica (PAS)** ha sido una técnica muy utilizada en investigación para la determinación simultánea de diversos gases de relevancia en la producción animal. Su versatilidad y robustez lo han convertido en un instrumento muy utilizado, si bien sus características técnicas en condiciones de granja distan bastante de las especificaciones del fabricante, debido principalmente a las interferencias cruzadas entre distintos componentes en el aire (Hassouna *et al.*, 2013).

2.2.2. Medir flujos de ventilación

Medir los flujos de ventilación es generalmente la parte olvidada de la medida de emisiones. Solemos pensar que la clave es la medida de concentraciones (que, además, suele ser la parte más costosa económicamente), olvidando la relevancia de la ventilación, que en la mayoría de los casos es la mayor fuente de error (Calvet *et al.*, 2013).

La medida de la ventilación difiere mucho según se trate de un alojamiento con ventilación natural o mecánica.

En alojamientos con ventilación mecánica, la forma ideal de medir los flujos de ventilación consiste en monitorizar la actividad de los distintos ventiladores, que deberán haber sido calibrados para conocer su caudal de extracción en función de la caída de presión que estos causen en la granja. Adicionalmente, si el ventilador es de caudal variable, será necesario realizar esa calibración a varios niveles de actividad.

En alojamientos con ventilación natural es muy costoso medir directamente el caudal de aire intercambiado y una alternativa es utilizar gases trazadores. Entre ellos, el de mayor recorrido para las granjas habituales en España es el balance del CO₂ producido por los propios animales (Pedersen *et al.*, 2008). De forma resumida, consiste en calcular el CO₂ que producen los animales de acuerdo con indicadores metabólicos (peso, consumo y tasa de crecimiento), medir las concentraciones de CO₂ de entrada y de salida, y obtener la tasa de ventilación despejando en la ecuación indicada en la figura 16. Este método tiene una mayor incertidumbre que la medición directa del caudal (Calvet *et al.*, 2013), pero es hoy por hoy una de las pocas alternativas para medir la ventilación en granjas ventiladas de forma natural. La mayor limitación de este método es que no puede utilizarse en alojamientos muy abiertos, en los cuales es difícil identificar cuál es la entrada y la salida de aire.

2.3. Protocolos de medición

Hoy por hoy no existen protocolos de certificación legalmente establecidos para medir emisiones en granja. A nivel nacional, tampoco existe hoy en día una masa crítica que englobe a Administración, sector productivo, empresas de equipamiento y centros de investigación, trabajando para conformar protocolos estandarizados que sean científicamente sólidos y aceptados con carácter general. Considerando la relevancia del sector porcino, parece urgente desarrollar este tipo de estrategia.

A nivel internacional existen unas pocas iniciativas. Así, por ejemplo, la iniciativa VERA (<https://www.vera-verification.eu/>) reúne esas características, pues desarrolla protocolos de medición respaldados por una comunidad científica muy experimentada, y pretende con ello obtener datos de emisión que sirvan para verificar el comportamiento de diferentes técnicas, equipamiento, aditivos, etc., sobre las emisiones. Esta iniciativa, promovida inicialmente por Países Bajos, Alemania y Dinamarca, cuenta actualmente con la participación adicional de Bélgica (Flandes), Francia y Suiza, y aspira a convertirse en un referente europeo en la medición de emisiones. Consideramos que para un sector como el porcino es necesario empezar a adaptar estrategias de este tipo, por ejemplo, contribuyendo a adaptar los protocolos de medida a la realidad de las granjas españolas.

En Estados Unidos se está llevando a cabo un importante estudio sobre monitorización de emisiones, conocido como NAEMS (*National Air Emissions Monitoring Study*), cuyos detalles pueden consultarse en <https://www.epa.gov/afos-air/national-air-emissions-monitoring-study>.

2.4. Qué se ha medido en Europa y en España

2.4.1. De las referencias existentes, pocas son de España

En los últimos años existen varios estudios que se han llevado a cabo para la cuantificación de las emisiones de gases en las explotaciones porcinas. La mayor parte de datos publicados se han obtenido con base en la metodología de balances numéricos utilizada para obtener los inventarios de emisiones. También existen algunos estudios que publican datos obtenidos utilizando las distintas técnicas de medición mencionadas anteriormente.

Los trabajos realizados referentes a emisiones de gases (principalmente NH_3) han sido revisados para actualizar la información referente a las MTD para porcino (Giner Santonja *et al.*, 2017). En esta revisión se encuentran varios estudios realizados en diferentes países de Europa, pero pocos de ellos hacen referencia a las condiciones de España. En parte, porque en España son pocos los equipos de investigación que disponen de los equipos de medición necesarios, ya que son instrumentos caros en su adquisición y mantenimiento y necesitan de personal cualificado para su uso.

En la tabla 3 se presentan los datos de emisiones de NH_3 obtenidos en diferentes países de Europa con cerdos de engorde alojados sobre suelo de emparrillado (total o parcial) y con diferente frecuencia de eliminación del purín (Giner Santonja *et al.*, 2017). Con base en estos datos puede situarse un nivel medio de emisión de 8,7 g de NH_3 por animal y día (3,18 kg de NH_3 por plaza y año). El sistema de alojamiento con emparrillado total y fosa de purín es el más habitual en las condiciones de producción de España, por lo que estos datos pueden ser orientativos para referenciar las condiciones españolas. En la tabla también puede verse que existe gran variabilidad (5,01 a 13,1 g/animal y día) y que los resultados obtenidos para los suelos con emparrillado parcial son muy parecidos a los obtenidos con emparrillado total. El vaciado frecuente de las fosas tiende a reducir las emisiones con sistemas tanto de emparrillado total como parcial.

En la tabla 4 se presentan los datos de emisiones de NH_3 obtenidos en diferentes países de Europa para cerdas en fase de cubrición y control o gestación alojadas de forma individual o en grupo, sobre suelo de emparrillado total (Giner Santonja *et al.*, 2017). Con base en estos datos puede situarse un nivel medio de emisión de 10,8 g de NH_3 por animal y día (3,8 kg de NH_3 por plaza y año). En estos datos no se encuentra ninguna referencia de las condiciones de España.

TABLA 3. NIVELES DE EMISIÓN PARA CERDOS DE ENGORDE ALOJADOS SOBRE EMPARRILLADO EN CORRALES CON FOSA DE PURÍN. FUENTE: ADAPTADO DE GINER SANTONJA *ET AL.*, 2017.

| Sistema de alojamiento | g NH ₃ / animal y día | | País/fuente |
|---|----------------------------------|------------|-------------------------------|
| Fosa de purín con emparrillado total | 7,37 | | BAT, 2003 |
| | 8,22 | (3) | Bittman <i>et al.</i> , 2014 |
| | 6,03 | (1) | Bélgica, 2013 |
| Fosa de purín con emparrillado total y eliminación de purín cada dos meses | 12,60 | (2) | Austria, 2010 |
| Fosa de purín con emparrillado total y eliminación al final del ciclo | 9,97 | (3) | Alemania, 2010 |
| | 7,97 | (1) | Francia, 2010 |
| | 7,01 | (1) | Francia, 2010 |
| | 5,01 | (3) | Philippe <i>et al.</i> , 2007 |
| | 13,15 | (2) (4) | Austria, 2009 |
| Fosa de purín con emparrillado parcial y eliminación de purín de dos o tres veces por ciclo | 7,21 | (1) | Francia, 2010 |
| Fosa de purín con emparrillado parcial y eliminación de purín de dos veces por ciclo | 9,97 | (1) | Alemania, 2010 |
| | 9,86 | (1) | Francia, 2010 |
| Media | 8,70 | | |
| Mínimo | 5,01 | | |
| Máximo | 13,15 | | |

(1), valores medidos; (2), valores derivados del juicio de expertos; (3), valores derivados de mediciones referenciadas; (4), incluye las emisiones durante el almacenamiento.

TABLA 4. NIVELES DE EMISIÓN PARA CERDAS EN FASE DE CUBRICIÓN Y CONTROL O GESTACIÓN ALOJADAS SOBRE EMPARRILLADO EN CORRALES CON FOSA DE PURÍN. FUENTE: GINER SANTONJA *ET AL.*, 2017.

| Sistema alojamiento | Variante | g NH ₃ /animal y día | | País/fuente |
|--|------------------------|---------------------------------|-----|------------------------------|
| Fosa de purín con emparrillado total o parcial | Alojamiento individual | 11,51 | (3) | Bittman <i>et al.</i> , 2014 |
| | Alojamiento en grupo | 9,04 | | BAT, 2003 |
| | | 11,51 | (3) | Bittman <i>et al.</i> , 2014 |
| | | NI | | Bélgica, 2013 |

(3), valores derivados de mediciones referenciadas; (NI), sin información.

En la tabla 5 se presentan los datos de emisiones de NH₃ obtenidos en diferentes países de Europa en las salas de partos con cerdas alojadas sobre suelo de emparrillado (total o parcial) y con diferente frecuencia de eliminación del purín (Giner Santonja et al., 2017). Con base en estos datos puede situarse un nivel medio de emisión de 23,4 g de NH₃ por animal y día (8,5 kg de NH₃ por plaza y año). En estos datos tampoco se encuentra ninguna referencia de las condiciones de España.

TABLA 5. NIVELES DE EMISIÓN EN SALAS DE PARTOS EN ALOJADAS SOBRE EMPARRILLADO EN CORRALES CON FOSA DE PURÍN. FUENTE: ADAPTADO DE GINER SANTONJA ET AL., 2017.

| Sistema alojamiento | g NH ₃ / animal y día | | País/fuente |
|--|----------------------------------|-----|----------------|
| Fosa de purín con emparrillado total | 23,29 | | BAT, 2003 |
| | 22,74 | (2) | Bélgica, 2013 |
| | 24,66 | (2) | Francia, 2010 |
| Fosa de purín con emparrillado total y eliminación de purín una vez al mes | 23,56 | (2) | Austria, 2010 |
| Fosa de purín con emparrillado parcial con eliminación de purín mediante un sistema de vacío | 22,74 | (2) | Alemania, 2010 |
| Media | 23,40 | | |
| Mínimo | 22,74 | | |
| Máximo | 24,66 | | |

(2), valores derivados del juicio de expertos.

2.4.2. Información sobre emisiones generadas en España

En cuanto a España, los valores de referencia que se han venido utilizando para el cálculo de las emisiones de las explotaciones porcinas pueden verse en la tabla 6.

TABLA 6. EMISIONES DE AMONIACO Y METANO EN LOS ALOJAMIENTOS PORCINOS (MÍNIMOS Y MÁXIMOS EXPRESADOS EN KG/PLAZA Y AÑO Y EN G/ANIMAL Y DÍA).

| | Ecogan 2010 | | UNECE 2015 | | BREF ESPAÑA 2012 | |
|--|--------------|-------|--------------|-------|------------------|-------|
| | kg/plaza-año | g/día | kg/plaza-año | g/día | kg/plaza-año | g/día |
| Reposición | 2,54 | 6,96 | | | 2,09 | 5,73 |
| Cerdas lactantes | 5,02 | 13,75 | 8,3 | 22,74 | 4,13 | 11,32 |
| Cerdas lactantes | | | | | | |
| Cerdas gestantes | 4,51 | 12,36 | 4,2 | 11,51 | 3,42 | 9,37 |
| Lechones destetados | 0,51 | 1,40 | 0,65 | 1,78 | 0,42 | 1,15 |
| Cebo | 2,02 | 5,53 | 3 | 8,22 | 1,67 | 4,58 |
| Valores de referencia de emisiones de amoniaco en el alojamiento por categoría de porcino en kg de NH ₃ /plaza-año. | | | | | | |

Hay que resaltar que, todavía hoy, son pocos los estudios encontrados en cuanto a la cuantificación de las emisiones en explotaciones porcinas en España en condiciones de campo. Los trabajos iniciales promovidos desde el Ministerio de Agricultura fueron trabajos pioneros en emisiones del porcino a nivel nacional (MAGRAMA, 2014).

A continuación se presentan los resultados obtenidos en la cuantificación de las emisiones de NH₃ para cerdos de engorde en condiciones de alojamiento, alimentación y manejo habituales para la producción porcina en España. Estos estudios han sido realizados por el Grupo de Gestión Porcina de la Universitat de Lleida (GGP-UdL) en las instalaciones del Centre d'Estudis Porcins.

Se han estudiado las emisiones para cerdos de engorde (entre 20 y 105 kg) manejados y alimentados en condiciones similares a las habituales en las granjas comerciales de engorde de cerdos en España (tipo genético, alimentación, alojamientos, nivel sanitario, etc.). Los cerdos han sido alojados a una densidad de 0,65 cerdos/m² en corrales con *slat* parcial (1/3 de la superficie). Los purines se han acumulado en la fosa a lo largo del período de crecimiento y han sido retirados al final junto con el agua de limpieza.

Se han realizado en ensayo en el segundo semestre de 2018 (época otoño-invierno) y otro ensayo en el primer semestre de 2019 (época primavera-verano). En cada uno de los dos ensayos, se han simulado dos condiciones de ventilación (alta y baja) en representación de la variación real que puede existir en las condiciones de campo.

Las emisiones de amoníaco (g/animal y día) se han cuantificado con base en la concentración de amoníaco (ppm) y el caudal de ventilación (m³/animal y hora). En la tabla 7 se presentan los datos de ventilación aplicada en cada uno de los ensayos y para los dos tratamientos (alta y baja ventilación). Los valores de ventilación aplicados en la estación fría y cálida se encuentran en concordancia con los valores publicados en Giner-Santonja *et al.* (2017) para las condiciones de España, Alemania o Bélgica.

TABLA 7. CONDICIONES DE VENTILACIÓN (M³/ANIMAL Y HORA) PARA LOS DOS SUPUESTOS (BAJA Y ALTA) Y PARA LOS DOS ENSAYOS REALIZADOS (2018-S2 Y 2019-S1).

| Tipo de ventilación | | Ensayo | |
|---------------------|--------|-----------------------------|-------------------------------|
| | | 2018-S2 (Otoño-invierno) | 2019-S1 (Primavera-verano) |
| BAJA | Media | 61 | 34 |
| | Mínimo | 20 | 13 |
| | Máximo | 100 | 85 |
| ALTA | Media | 24 | 72 |
| | Mínimo | 9 | 45 |
| | Máximo | 40 | 125 |

La concentración de NH_3 se ha obtenido simultáneamente utilizando dos métodos de medición: el método de captura ácida (Greatorex, 2000) y el uso de sensores electroquímicos (Dräger, ARLF-1769). El caudal de ventilación se ha obtenido con base en el registro de la velocidad del aire a nivel ventilador, haciendo un muestreo de varios puntos mediante una sonda de hilo caliente (Testo, 425). Estas mediciones se han realizado a lo largo de todo el período de crecimiento de los animales. También se han controlado el peso individual de los animales (cada semana), el consumo de pienso (cada semana), el consumo de agua diario por corral y la temperatura y humedad diaria de cada sala, para poder evaluar el posible efecto sobre el rendimiento de los animales.

En las figuras 17 y 18 se presenta la evolución de la concentración y la emisión de NH_3 obtenido en el ensayo realizado en época fría (otoño-invierno; 2018-S2).

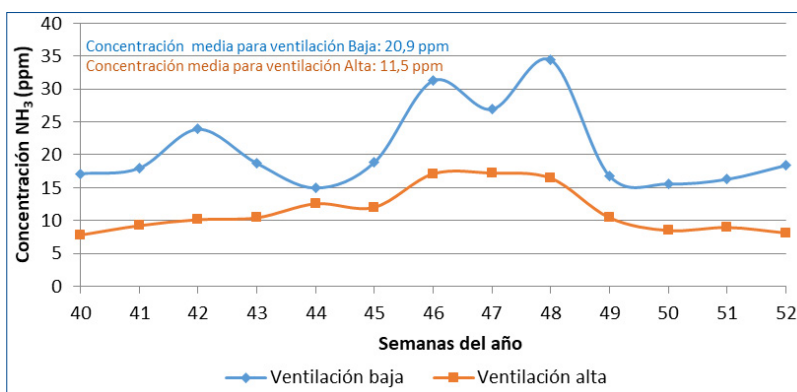


Figura 17. Evolución de la concentración de NH_3 en el ensayo realizado en otoño-invierno (2018-S2).

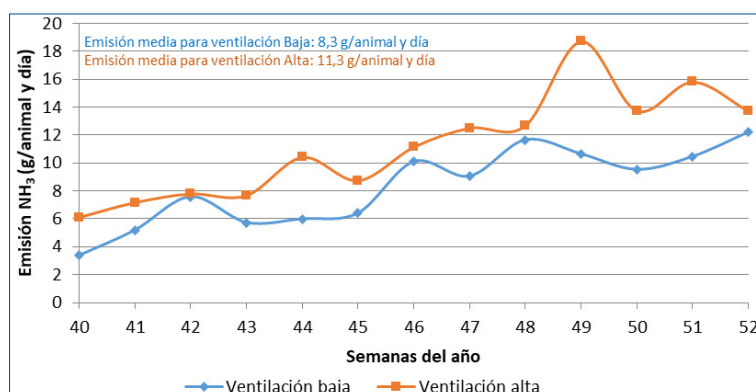


Figura 18. Evolución de la emisión de NH_3 en el ensayo realizado en otoño-invierno (2018-S2).

Como era de esperar, puede verse que la concentración de NH_3 siempre es mayor en las condiciones de baja ventilación (figura 17). Se ha obtenido un promedio de 20,9 ppm de NH_3 para las condiciones de ventilación baja y de 11,5 ppm de NH_3 en las condiciones de ventilación alta. Estos niveles de concentración de NH_3 se encuentran dentro del intervalo recomendado por el comité de expertos (CIGR, 1984, y EFSA, 2011). A nivel puntual, el nivel umbral de 20 ppm de concentración de NH_3 solo se ha superado entre las semanas 46 y 48, que fueron las de temperatura externa más extrema. En ningún caso, estos niveles de concentración de NH_3 han afectado al rendimiento de los animales. No se han encontrado diferencias significativas ($p < 0,05$) ni en ganancia media de peso, ni en consumo de pienso, ni en índice de conversión. Tampoco se han encontrado diferencias en el uso de agua.

Así cabe esperar que, en época fría, a más ventilación, menos concentración de gases y mayor confort para los animales. En términos prácticos, en época fría la ventilación debe mantener un equilibrio con la calefacción para garantizar a la vez el confort térmico y el nivel de gases ambiental dentro del contexto económico.

Tal como ya se ha comentado anteriormente, en la figura 17 puede verse que la emisión de NH_3 siempre fue mayor en condiciones de ventilación alta. Se ha obtenido un promedio de 11,3 g de NH_3 por animal y día para las condiciones de ventilación alta y de 8,3 g de NH_3 por animal y día en las condiciones de ventilación baja. Esto supone una reducción del 26% en la emisión de NH_3 . En todo caso, estos niveles de emisión de NH_3 se encuentran dentro del rango de mínimos y máximos presentados en la tabla 4 (Giner Santonja *et al.*, 2017). Así, puede decirse que, en época otoño-invierno, a mayor nivel de ventilación en la granja, mayor nivel de emisiones.

En las figuras 19 y 20 se presentan la evolución de la concentración y la emisión de NH_3 obtenido en el ensayo realizado en época fría (primavera-verano; 2019-S1).

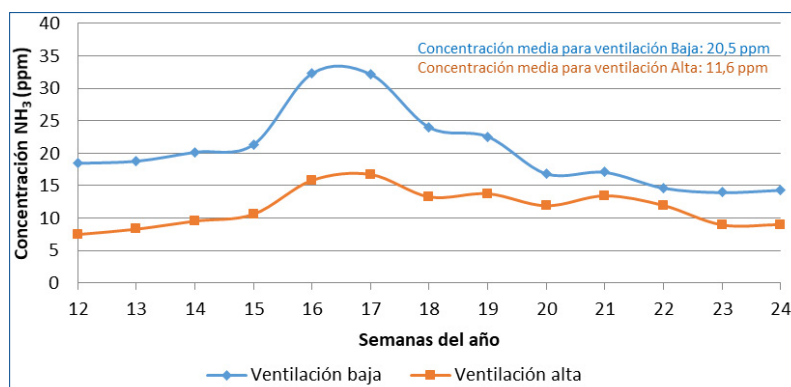


Figura 19. Evolución de la concentración de NH_3 en el ensayo realizado en primavera verano (2019-S1).

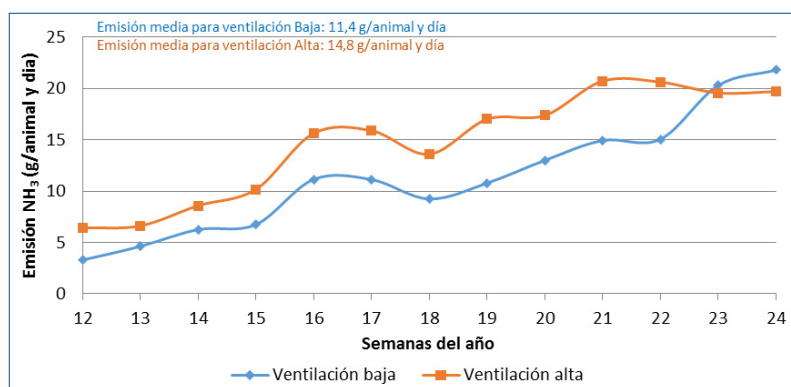


Figura 20. Evolución de la emisiones de NH_3 en el ensayo realizado en primavera-verano (2019-S1).

En este ensayo de primavera-verano la concentración de NH_3 también fue siempre mayor en las condiciones de ventilación baja (figura 19), tal como sucedía en el ensayo de otoño-invierno. Así, en época cálida, también cabe esperar que, a más ventilación, menos concentración de gases y mayor confort para los animales. Se ha obtenido un promedio de 20,5 ppm de NH_3 para las condiciones de ventilación baja y de 11,6 ppm de NH_3 en las condiciones de ventilación alta. Estos niveles de concentración de NH_3 se encuentran dentro del intervalo recomendado por el comité de expertos (CIGR, 1984, y EFSA, 2011). A nivel puntual el nivel umbral de 20 ppm de concentración de NH_3 solo se ha superado entre las semanas 16 y 18, que fueron las semanas de tránsito entre temperaturas exteriores moderadas a altas. En ningún caso, los niveles de concentración de NH_3 han afectado al rendimiento de los animales. No se han encontrado diferencias significativas ($p < 0,05$) ni en ganancia media de peso, ni en consumo de pienso, ni en índice de conversión. Tampoco se han encontrado diferencias en el uso de agua.

En la figura 20 puede verse que en este caso la emisión de NH_3 también fue mayor en condiciones de ventilación alta. Se ha obtenido un promedio de 14,8 g de NH_3 por animal y día para las condiciones de ventilación alta y de 11,4 g de NH_3 por animal y día en las condiciones de ventilación baja. Esto supone una reducción del 23% en la emisión de NH_3 . En todo caso, estos niveles de emisión de NH_3 también se encuentran dentro del rango de mínimo y máximos presentados en la tabla 4 (Giner Santonja *et al.*, 2017). Así, puede decirse que, en época primavera-verano, a mayor nivel de ventilación en la granja también habrá mayor nivel de emisiones.

Por otro lado, si comparamos los resultados obtenidos en los dos ensayos realizados en las dos épocas del año (otoño-invierno y primavera-verano), podemos decir que los niveles de emisión han sido similares, y, por tanto, cabe esperar más diferencias debidas al manejo de la ventilación que las debidas a las variaciones climáticas de la época del año.

CAPÍTULO 3. ESTRATEGIAS DE REDUCCIÓN DE EMISIONES

3.1. Concepción general de las estrategias de reducción de emisiones

La protección efectiva del medio ambiente, en general, y la reducción de emisiones atmosféricas, en particular, requieren una combinación de medidas coordinadas que minimicen las emisiones en cada uno de los pasos de la producción ganadera y la gestión de sus estiércoles y purines (figura 21).

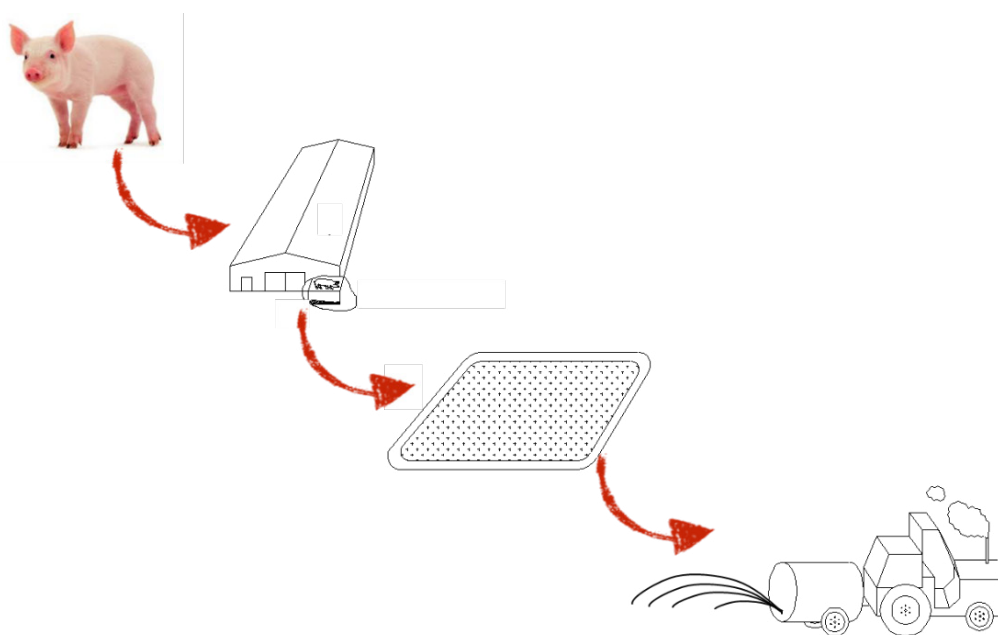


Figura 21. Las medidas de reducción de emisiones deben ser coordinadas en las distintas etapas de la gestión del purín, empezando por la propia eficiencia en el uso del pienso por parte del animal.

Cualquier técnica planteada debe tener un **fundamento** que explique su modo de acción, basado en los conceptos explicados en secciones anteriores sobre los mecanismos de cada gas. Comprender dicho mecanismo permite anticipar la efectividad esperable de una determinada técnica, aunque finalmente siempre será necesario obtener una valoración más detallada, ya sea mediante observación experimental o mediante modelos.

Es necesario que las medidas que aplicar estén **coordinadas** puesto que una reducción en una sola etapa puede incrementar las emisiones en etapas siguientes. Igualmente, es necesario conocer el peso relativo de los diferentes tipos de animal. Así, los engordes constituyen la mayor parte del censo porcino y son responsables de la gran mayoría de los purines (y, por tanto, de emisiones). Esa es la razón por la que muchos esfuerzos de mitigación de la contaminación se centran en el engorde de cerdos.

A continuación se describe el potencial de las distintas estrategias de mitigación de emisiones, respecto a la situación actual de la ganadería porcina.

3.2. Mejoras de eficiencia: reducir las emisiones desde el inicio

3.2.1. Fundamento de la estrategia

Las estrategias de mejora de eficiencia en la producción permiten reducir la excreción de nutrientes por cada kilo de carne que se produce. Son medidas muy favorables para la reducción de emisiones nitrogenadas dado que minimizan la contaminación desde su inicio, reduciendo la cantidad de urea excretada (figura 22). En cierto modo, también son estrategias fundamentales para mejorar la gestión de los purines al tener este un menor contenido de nutrientes. Adicionalmente, también suelen ser efectivas para bajar la emisión de metano del purín al reducirse en muchos casos la excreción de materia orgánica. Finalmente, no suelen tener costes adicionales de instalación, por lo que, en general, pueden ser aplicables a granjas existentes.

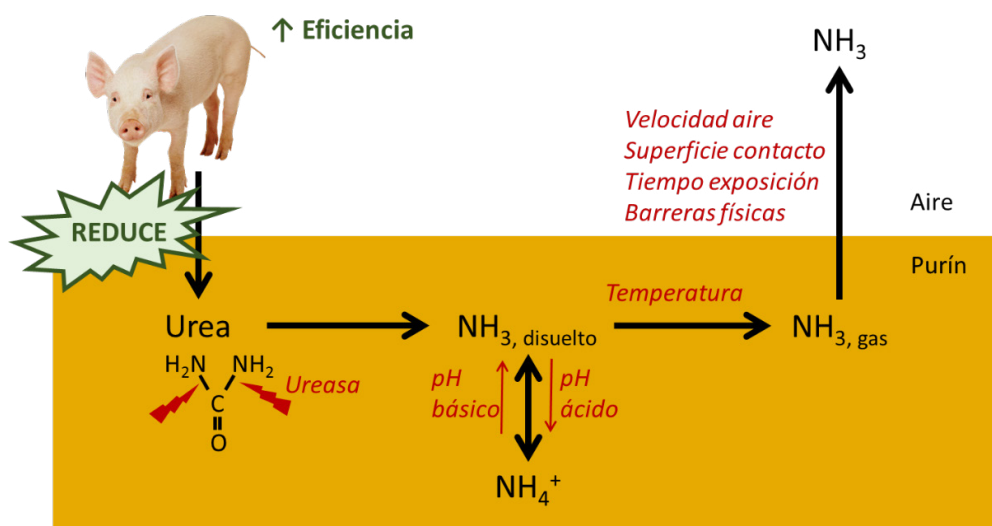


Figura 22. Mecanismo por el que las mejoras relacionadas con la eficiencia del animal reducen las emisiones de gases nitrogenados.

La mejora de la eficiencia en la producción porcina ha venido determinada en los últimos años por un efecto combinado de la mejora genética, los avances en alimentación animal y las mejoras en las instalaciones y su gestión. Los índices productivos han venido mejorando en los últimos años (por ejemplo, los indicados en la figura 23), y eso se ha traducido en menores excreciones por animal.

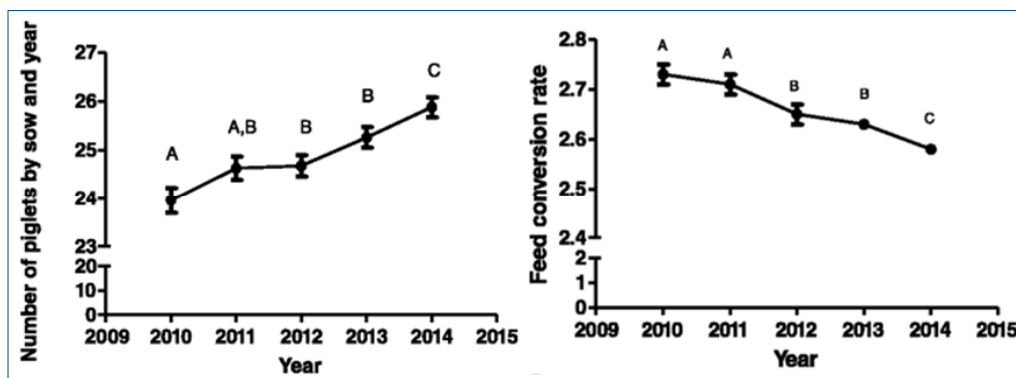


Figura 23. Evolución de índices productivos en porcino entre 2010 y 2014. Izquierda, número de lechones destetados por cerda y año; derecha, índice de conversión durante el engorde. Fuente: Rocaembosch et al., 2016.

Las mejoras mencionadas en cuanto a eficiencia productiva han contado, además, con la ventaja de ser trazables, y, por tanto, verse reflejadas en la evolución de las excreciones nitrogenadas, que son dato de partida para el cálculo de emisiones de NH_3 en el inventario nacional (figura 24).

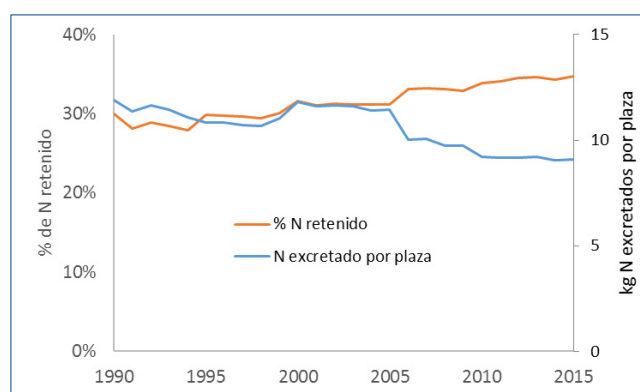


Figura 24. Evolución de la eficiencia (porcentaje de N retenido) y N excretado por plaza. Valores medios de la producción porcina en España. Fuente: MAPAMA (2017).

Las estrategias nutricionales han recibido siempre una especial atención respecto a la reducción de emisiones de NH_3 . Con carácter general, todas las recomendaciones sobre reducción de emisiones consideran que ajustar la alimentación de los animales a las necesidades de estos es una práctica muy beneficiosa. En particular, esto incluye la **alimentación por fases**, en la que el tipo de pienso se ajusta en función de la edad de los animales. Cuanto mayor es el número de fases mejor se ajustará el aporte a las necesidades (figura 25), aunque la decisión podría influir en la deposición de grasa, y, por tanto, en la calidad de la canal (Moore *et al.*, 2016). Un ejemplo es la alimentación multifase, en la que se utilizan dos o tres piensos de composición diferente que se mezclan en proporciones que varían continuamente a lo largo del engorde para lograr un mejor ajuste.

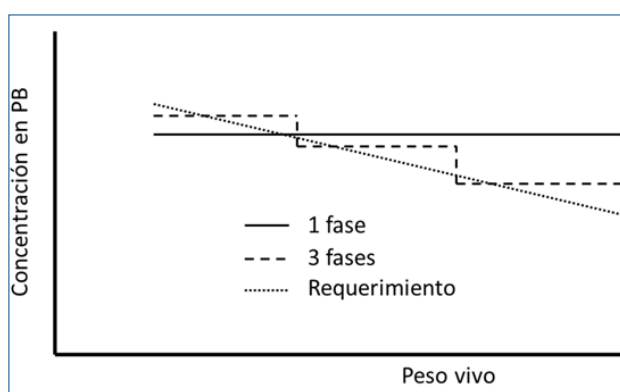


Figura 25. Ilustración esquemática de la concentración de proteína bruta (PB) requerida por los cerdos y la concentración real en piensos suministrados en una fase o en tres fases. Fuente: adaptado de Millet *et al.* (2018).

Además, se sabe que **reducir el contenido de proteína bruta** (manteniendo el balance de aminoácidos esenciales) reduce la excreción de urea y, en consecuencia, la emisión de amoniaco (Canh *et al.*, 1997). Esa reducción de la emisión de amoniaco ha sido cuantificada recientemente en aproximadamente un 25-30% por cada dos puntos de proteína reducidas (Sajeev *et al.*, 2018a).

También es conocido el efecto favorable de la **inclusión de fibra soluble**. Este tipo de fibras se encuentra en materias como las pulpas cítricas o de remolacha, en forma de pectinas y hemicelulosas. Su efecto es promover la utilización del N no digerido por parte de la microbiota intestinal. En sentido estricto, no es una estrategia de eficiencia, puesto que se incrementa la cantidad de nitrógeno excretado en las heces, pero, al reducir la excreción de orina, se reduce, consecuentemente, la emisión de NH_3 (Canh *et al.*, 1998; Jarret *et al.*, 2012). La inclusión de fibra soluble es especialmente interesante en dietas de baja proteína, no solo por los efectos ambientales, sino también el efecto positivo que de forma conjunta tienen sobre la salud intestinal (Jha y Berrocoso, 2016).

Los efectos que tiene la inclusión de grasa sobre las emisiones son menos conocidos. A diferencia de los rumiantes, no existe evidencia de que la inclusión de grasa pueda reducir la emisión de metano de origen entérico, debido probablemente a la alta digestibilidad de la grasa (Jørgensen *et al.*, 2011). Existen indicios de que la inclusión de altos contenidos de grasa puede aumentar la emisión de CH₄ procedente del purín, aunque reduciría la emisión de NH₃ (Antezana *et al.*, 2015). En cualquier caso, el nivel de evidencia no es suficiente como para recomendar con carácter general medidas relacionadas con la inclusión de grasa en la dieta de los cerdos.

Finalmente, conviene mencionar los **aditivos para piensos**, que pueden ser útiles siempre que estén autorizados, que el modo de acción esté demostrado y que sus beneficios superen el coste de su aplicación. Puede ser el caso de los ácidos orgánicos: cítrico, fórmico, fumárico, láctico, butírico, propiónico o benzoico (Suiryanrayna y Ramana, 2015). Especialmente alrededor del destete, estos aditivos pueden mejorar la eficiencia productiva al corregir el pH gástrico mejorando el funcionamiento de la pepsina. Pueden tener, además, un efecto indirecto sobre las emisiones de NH₃ al reducir al acidificar el pH del purín. Por ejemplo, el ácido benzoico está autorizado por EFSA (Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria) como acidificante de la orina y no como aditivo que permita reducir las emisiones de amoníaco (aunque también se ha descrito este último efecto). No obstante, existe una gran variedad de aditivos cuyos efectos se analizan en la sección 3.3.3.

3.2.2. Margen de mejora

En los últimos años se ha avanzado mucho en la eficiencia productiva por mejoras en la alimentación, alojamientos y genética. Aun así, existe un importante margen de mejora en el futuro en cuanto a la eficiencia en la utilización de nutrientes en las granjas (Millet *et al.*, 2018), y, por consiguiente, en la reducción de emisiones. Las líneas de actuación son las siguientes:

- a. Alimentación por fases. Aunque empieza a ser habitual el empleo de varios piensos durante el engorde, existe margen de mejora en cuanto a su uso en granja. Por una parte, la alimentación por fases alcanza su máximo potencial cuando se aplica sobre grupos homogéneos que tengan las mismas necesidades. Por otra parte, aumentar el número de fases requiere disponer de la tecnología adecuada para poder ponerlo en práctica. En la actualidad, los sistemas de alimentación multifase están disponibles en el mercado, y, por tanto, es posible su incorporación progresiva. Igualmente, los sistemas de alimentación líquida favorecen un aporte de nutrientes más ajustado en función de la edad del animal (Lizardo, 2007).
- b. Reducción del contenido en proteína bruta y suplementación con aminoácidos sintéticos. En general, existe margen de mejora para reducir el contenido de proteína bruta hasta los valores mínimos recomendados por FEDNA. Para animales en crecimiento, los valores mínimos de proteína propuestos son los indicados en la tabla 8.

TABLA 8. VALORES MÍNIMOS DE PROTEÍNA BRUTA (PB) RECOMENDADOS POR FEDNA (2013) EN FUNCIÓN DEL PESO DEL ANIMAL, PARA ANIMALES EN CRECIMIENTO.

| Peso vivo (kg) | 20-60 kg | 60-100 kg | > 100 kg |
|----------------|----------|-----------|----------|
| PB mínima (%) | 16,2 | 14,8 | 13,2 |

Igualmente, recientes estudios han ensayado dietas más reducidas en proteína bruta, formulando estas considerando la proporción de lisina digestible a nivel ileal estandarizada e incorporación de aminoácidos sintéticos para mejorar el balance de aminoácidos (Apple *et al.*, 2017). Estos estudios sugieren la posibilidad de que se puedan llegar a utilizar en los cebos dietas con 1 o 2 puntos de proteína bruta por debajo del mínimo indicado por FEDNA, sin efectos relevantes sobre la productividad o la calidad de la carne.

- C. Alimentación individualizada. Los avances en alimentación de precisión empiezan a permitir la alimentación individualizada en granjas. Andretta *et al.* (2016) demostraron que es posible reducir un 30% la excreción de nitrógeno reduciendo, a su vez, en un 10% el coste de la alimentación por la reducción del pienso utilizado. Estos valores son similares a los propuestos por Pomar *et al.* (2019). En la actualidad siguen existiendo limitantes a la alimentación individualizada en cerdos, en particular los relacionados con la estimación de los requerimientos nutricionales de forma individualizada y automática. No obstante, una vez sean resueltos, la alimentación de precisión será de gran ayuda para reducir la excreción de nutrientes y, por tanto, las emisiones procedentes del purín.

3.3. Reducción de emisiones en alojamientos

3.3.1. Diseño de alojamientos para reducción de emisiones: para granjas nuevas o reformas

Es posible reducir la emisión de gases a través de los sistemas de alojamiento, en particular en lo referente a la elección de las superficies del suelo y la gestión de los purines en las fosas.

El N₂O dentro de los alojamientos se emitirá en menor medida y únicamente en sistemas de alojamiento con cama, en cuyo caso, mantener el material de cama seco y limpio es la única medida viable para reducir las emisiones en el alojamiento.

En el caso del CH₄, dado que para su formación se requieren condiciones anaerobias durante un tiempo prolongado, las recomendaciones de mitigación en el alojamiento pasan por la reducción del tiempo de permanencia de las deyecciones en las fosas, con lo que se rompería el ciclo de anaerobiosis. De este modo, diseñar fosas con capacidad reducida ayudaría a limitar el tiempo de permanencia de los purines dentro de las naves.

En el caso de los compuestos nitrogenados, el fundamento de la estrategia es limitar la cantidad de NH_3 que pasa a la atmósfera procedente del purín, reduciendo el contacto de este con el aire (figura 26). Esto se logra con diseños que reducen la superficie de contacto del purín con el aire.

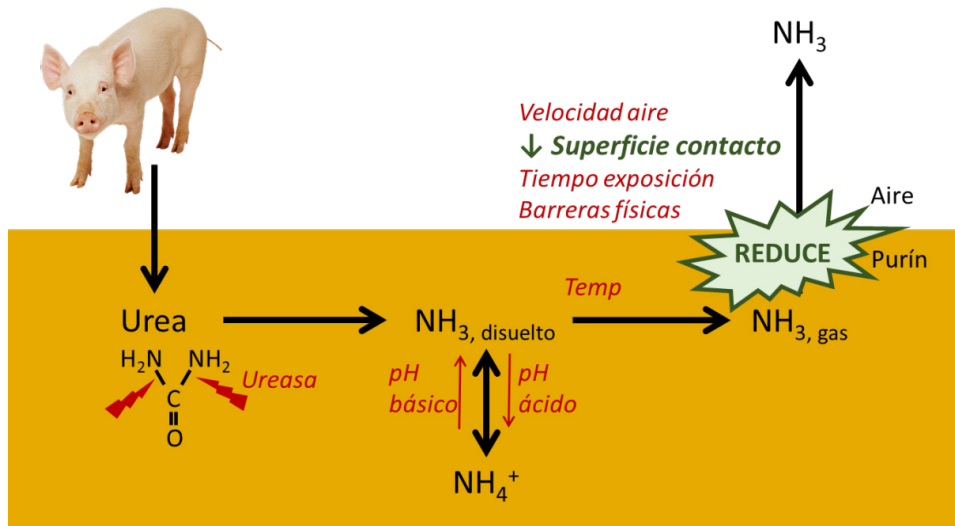


Figura 26. Mecanismo por el que las mejoras relacionadas con el diseño de los alojamientos reducen las emisiones de amoníaco.

En el engorde de porcino, el sistema que se toma como referencia o punto de partida es el suelo totalmente enrejillado y la acumulación de purín en fosa bajo el enrejillado durante todo el ciclo productivo. A partir de esta referencia, es posible reducir la superficie de contacto con el aire, y, por tanto, la emisión, de las siguientes formas:

- Reduciendo la superficie enrejillada y aumentando de la superficie de suelo sólido.
- Diseñando las rejillas para que se reduzca la emisión.
- Utilizando fosas en rampa para reducir la superficie de contacto del purín (fosas en V).

Conviene recordar en cualquier caso que el NH_3 emitido en el interior del alojamiento procederá de la urea depositada en las diferentes superficies (suelo continuo, rejilla y fosa), por lo que actuaciones sobre rejilla o fosa pueden tener únicamente un resultado parcial. Por ejemplo, la eficacia del enrejillado parcial está fuertemente condicionada por el comportamiento de los animales. Estas medidas solo serán eficaces si los animales excretan en las áreas enrejilladas y utilizan las zonas de suelo sólido para descansar.

a. Reducción de la superficie enrejillada

Existen evidencias firmes de que los sistemas de enrejillado parcial reducen las emisiones de NH_3 siempre y cuando los patrones de excreción del animal se concentren en las zonas enrejilladas. La reducción de la emisión depende del porcentaje de suelo enrejillado (Philippe *et al.*, 2011), encontrándose reducciones en torno al 40% en suelos con un 37% de rejillas, en comparación con un enrejillado total (Sun *et al.*, 2008).

Las condiciones de estrés por calor, habituales en los meses de verano, pueden dificultar la efectividad de esta medida. Varios autores han descrito que en condiciones de calor los animales suelen cambiar sus patrones de excreción, concentrándolos en la zona sólida e incrementando las emisiones durante los meses de verano (Aarnink *et al.*, 1996; Guingand y Granier, 2001). Dadas las condiciones ambientales en España, es recomendable considerar con cautela los valores de reducción de emisiones considerados para esta técnica.

El uso de suelo continuo y materiales de cama también sería la situación extrema de reducción de suelo enrejillado hasta eliminarlo. En este caso, las deyecciones se mezclarían con el material de cama. Los resultados publicados al respecto de la emisión de NH_3 son divergentes a consecuencia de la diversidad de materiales y formas de manejo (Philippe *et al.*, 2011). Por una parte, algunos estudios han encontrado que el suelo continuo con cama reduce las emisiones de NH_3 con respecto al suelo enrejillado total, al favorecerse la fijación del N con el material orgánico utilizado como cama. Sin embargo, se ha descrito que en estos sistemas la emisión puede ser mayor al tener la cama un pH más elevado y una temperatura mayor (en caso de fermentación). Respecto a los gases de efecto invernadero, se reduce el CH_4 emitido al evitar que se den condiciones anaerobias, pero la emisión de N_2O puede incrementarse considerablemente (Nicks *et al.*, 2004). En definitiva, la reducción de emisiones en el alojamiento no debería ser el principal motivo para elegir un suelo continuo con material de cama en cerdos, si bien puede haber ciertos beneficios en términos de emisiones durante la gestión posterior del estiércol.

b. Tipo de rejilla

Dentro del enrejillado, el tipo de rejilla juega también un papel fundamental puesto que el diseño de las viguetas puede facilitar u obstaculizar la caída de orina a las fosas (reduciendo o incrementando respectivamente la emisión de NH_3). Entre los diseños, las formas rectas y trapezoidales (*a, b y c* en la figura 27) reducen parcialmente las emisiones procedentes de la rejilla, mientras que las superficies curvas (*d*) o recubiertas de epoxi no parecen reducir de forma relevante la emisión de NH_3 (Hamlein *et al.*, 2010; Philippe *et al.*, 2011).

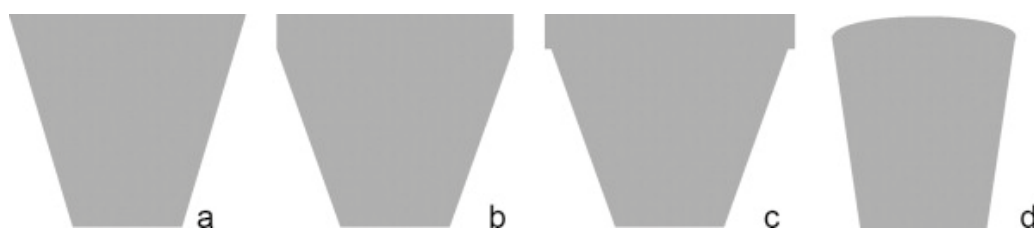


Figura 27. Perfiles de suelos enrejillados de sección trapezoidal. Los perfiles *a, b y c* reducirían parcialmente las emisiones de la rejilla, mientras que los perfiles curvos (*d*) no lo harían de forma relevante. Fuente: Philippe *et al.*, 2011.

Por otra parte, el tamaño y diseño de los orificios también juega un papel esencial en la emisión de NH_3 . Aumentando la abertura de 2 a 3 cm, se encontró una reducción sustancial de emisiones al evitarse el taponamiento de estas con las heces (Svennerstedt, 1999). En otras palabras, reducir el hueco entre rejillas puede reducir la emisión que sube de la fosa pero incrementará en mayor medida las emisiones generadas en la propia rejilla. En cualquier caso, las dimensiones de rejillas y huecos deben cumplir lo indicado en la normativa de bienestar animal.

Finalmente, el material de la rejilla también juega un papel relevante. Como norma general, las superficies más lisas (metal, plástico) tienen menor nivel de emisiones (10-40% menos) que emparrillados equivalentes con superficie rugosa como el hormigón (Aarnink *et al.*, 1997; Pedersen y Ravn, 2008). No obstante, en la elección del material es necesario considerar siempre otros criterios técnicos, como el bienestar del animal, la resistencia del material o el propio coste de este.

c. Fosos en rampa y en V

El documento de Mejores Técnicas Disponibles (Giner Santonja *et al.*, 2017) recoge diversas variantes de fosos que reducen la superficie de contacto con el aire, y su aplicación a las distintas fases productivas en granja (figura 28). Normalmente se usan con sistemas de enrejillado parcial y contribuyen, así, a reducir la emisión desde el interior de la fosa. Igualmente, es habitual que estos sistemas tengan aparejado un sistema de extracción frecuente del purín (véase el siguiente apartado). En efecto, los sistemas de fosos en rampa y en V suelen tener una mejor capacidad de almacenamiento del purín, y, por tanto, es necesario tener desagüe.

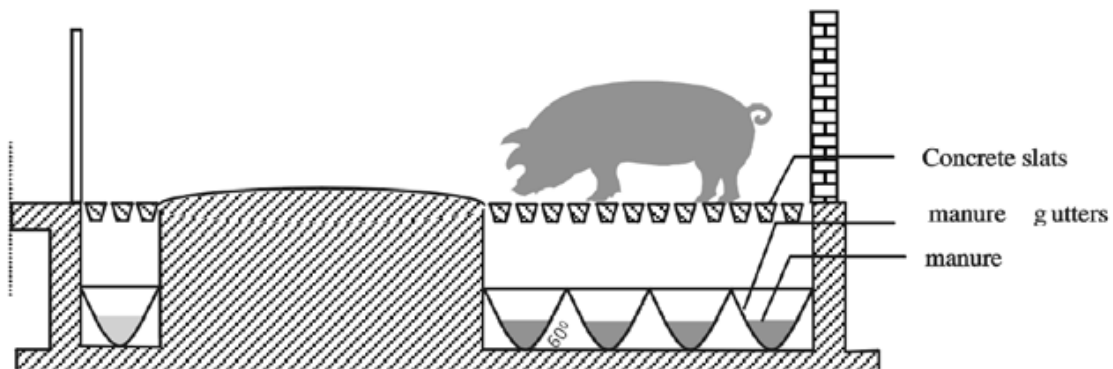


Figura 28. Suelo en V con desagüe frecuente del purín. Fuente: Giner-Santonja *et al.*, 2017.

3.3.2 Gestión de los alojamientos para reducción de emisiones: si puedes, hazlo ya

Es posible gestionar los alojamientos y los purines dentro de los alojamientos para reducir las emisiones de gases. En general, tiene que ver con la limpieza de los alojamientos y la retirada frecuente de los purines. Respecto al NH_3 , estas técnicas se basan en intentar reducir el tiempo de contacto del purín con el aire, tanto en las fosas como en los propios corrales (figura 29). Respecto a la reducción de CH_4 , la retirada frecuente de los purines es una técnica muy efectiva al impedir que transcurra el tiempo suficiente para que se produzca. Conviene recordar que el máximo de CH_4 se alcanza aproximadamente tras un mes de acumulación.

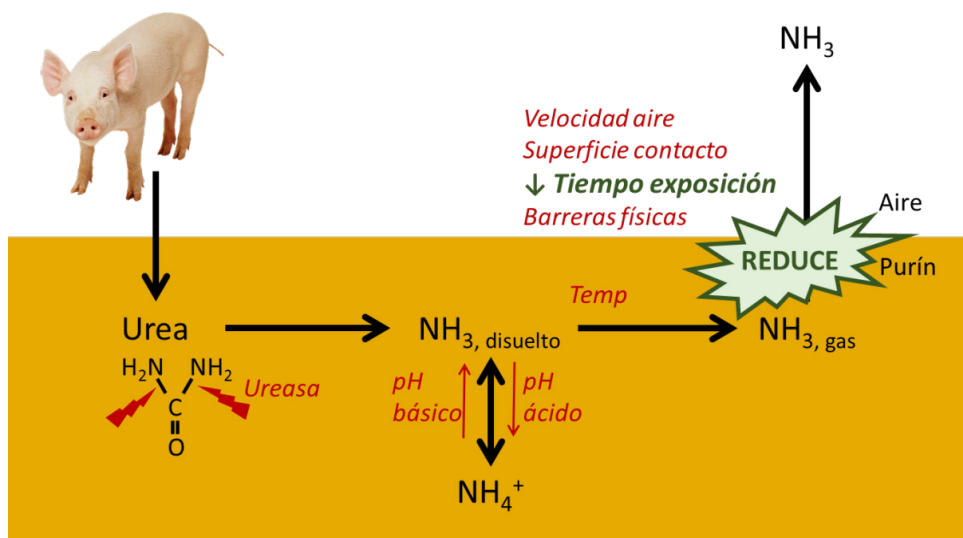


Figura 29. Mecanismo por el que la limpieza general de los alojamientos y la retirada frecuente del purín reducen las emisiones de amoníaco.

Se ha mencionado anteriormente que la limpieza del suelo de los corrales depende en gran medida de las instalaciones (enrejado total o parcial) y las condiciones ambientales (especialmente, el calor). En suelos parcialmente enrejados es importante proporcionar las condiciones ideales para que los animales tengan patrones de excreción que eviten acumulación de heces y orina en zonas sólidas.

La retirada frecuente de los purines bajo las fosas puede resultar muy efectiva a nivel de reducción de CH_4 , disminuyéndolo hasta cantidades despreciables. Sin embargo, de esta forma se traslada el problema al almacenamiento exterior, donde deberán tomarse las consiguientes medidas de reducción para evitar la correspondiente emisión (véase más adelante).

Respecto a la reducción de NH_3 , es esperable que la retirada frecuente del purín sea poco efectiva en fosas planas y enrejado total (MAGRAMA, 2014). Debe tenerse en cuenta que, aunque la cantidad de purín sea menor, la superficie de contacto y composición porcentual no se alteran de forma

relevante, y, por tanto, no se esperan grandes reducciones de amoniaco. La retirada frecuente sí es importante si va aparejada a instalaciones concretas, tales como fosos reducidos o fosos en V, en los que la capacidad de almacenamiento del purín es inferior.

3.3.3. Aditivos: ¡cuidado!

Existe una gran variedad de aditivos potencialmente utilizables en las granjas para conseguir uno o varios fines, entre los que pueden encontrarse los siguientes (McCroy y Hobbs, 2001): mejorar el crecimiento del animal, reducir emisiones de gases, reducir olores, fluidificar el purín para una mejor extracción, facilitar un tratamiento posterior del purín, etc. La naturaleza de estos aditivos es muy diversa y pueden ser una opción siempre que tengan un mecanismo de acción justificado y su eficacia haya sido demostrada de forma independiente. Evidentemente, la relación coste-beneficio en el uso del aditivo será un aspecto fundamental. El mecanismo de acción de los aditivos con resultados demostrados se indica en la figura 30.

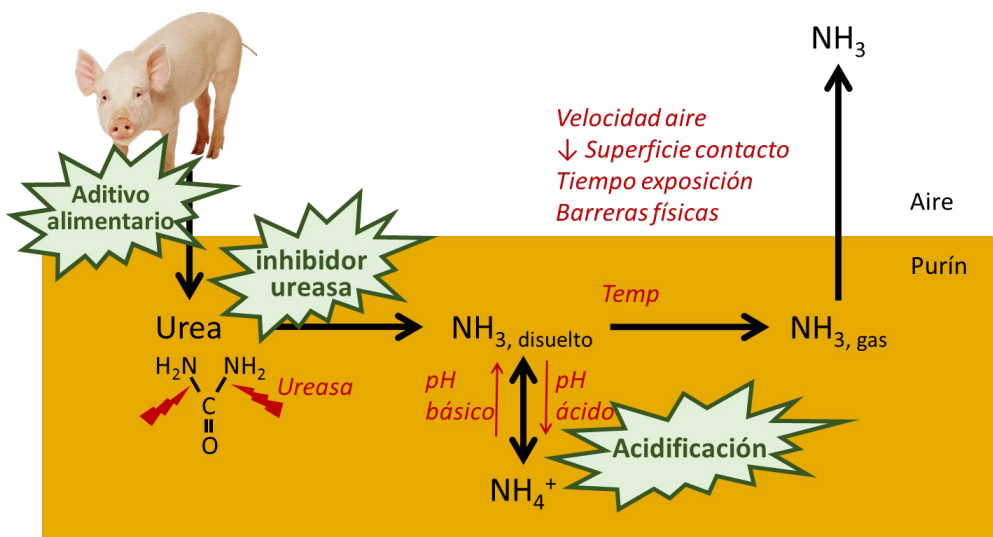


Figura 30. Mecanismo de acción de distintos aditivos en cuanto a la reducción de emisiones de amoniaco.

Los **aditivos alimentarios** requieren aprobación expresa por la EFSA (2019). Los ácidos orgánicos, mencionados en el apartado 3.2.1, tienen un efecto directo en la mejora digestiva animal, además de un efecto indirecto a través de la acidificación del purín. La inclusión de ácido benzoico en la dieta, y su efecto sobre el amoniaco, ha sido bastante estudiada, con reducciones que van desde el 15% (Aarnink *et al.*, 2007) hasta más del 50% (Eriksen *et al.*, 2007; Hansen *et al.*, 2007), asociadas principalmente a reducciones del pH urinario entre 1 y 2 unidades.

La **acidificación** de los purines ha sido ampliamente estudiada y su eficacia está contrastada, siendo utilizada de forma rutinaria en Dinamarca (Fangueiro *et al.*, 2015). La emisión de amoniaco del purín

se detiene casi por completo si este alcanza un pH inferior a 5, mientras que se incrementa de forma relevante en cuando el pH asciende dentro del rango entre 6 y 8. Los ácidos fuertes son muy efectivos aunque son caros y corrosivos, por lo que es necesario tomar precauciones de seguridad en su manejo. Por el contrario, los ácidos débiles o sales ácidas entrañan menores riesgos y su coste es menor, pero su efectividad también lo es y no han sido muy estudiados en producción porcina. Entre los ácidos fuertes, el ácido sulfúrico (H_2SO_4) es el más utilizado, aunque también se han utilizado el ácido clorhídrico (HCl) y el nítrico (HNO_3).

La acidificación se puede realizar en cualquier momento de la gestión del purín (figura 31), aunque es más efectiva cuanto antes se realice en la cadena de gestión del estiércol, pues sus efectos se trasladan a las siguientes etapas (Fangueiro *et al.*, 2015). Los sistemas que se utilizan en la práctica tienen como objetivo alcanzar un pH en torno a 5,5, con lo que se alcanzan reducciones de NH_3 que varían entre el 40 y el 80%. También se ha descrito que la acidificación de purines reduce la producción de metano, y que esta reducción es especialmente importante si se usa H_2SO_4 debido a la inhibición por sulfatos (Moset *et al.*, 2012). La acidificación de purín parece incrementar la emisión de N_2O tras la aplicación al campo, aunque esta se produce de forma más retardada (Fangueiro *et al.*, 2015).

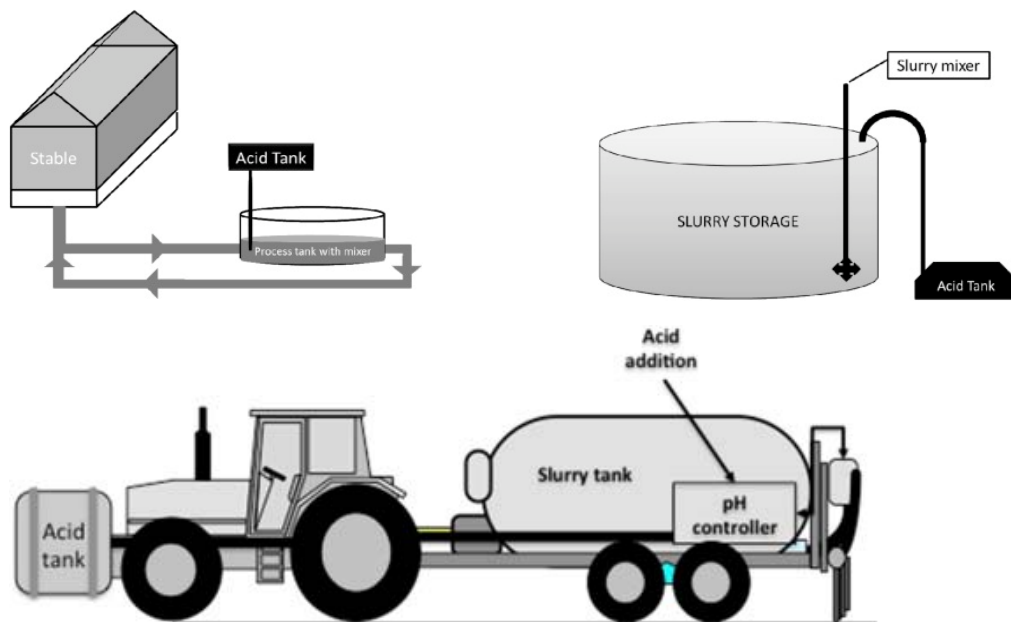


Figura 31. Acidificación de purines en alojamiento (arriba a la izquierda), en almacenamiento de purín (arriba a la derecha) y en la aplicación al campo (abajo). Fuente: Fangueiro *et al.* (2015).

Siendo una técnica muy efectiva, los mayores limitantes actuales son su coste y la necesidad de trabajar con sustancias peligrosas. Igualmente, se desconocen los efectos que pueden producirse en los suelos a largo plazo como consecuencia de aplicaciones sucesivas de purines acidificados. Si se superan esas barreras, la acidificación de purines puede ser una alternativa interesante.

Los **inhibidores de la ureasa** son sustancias químicas utilizadas principalmente para ralentizar la degradación de la urea sintética aplicada como fertilizante en los cultivos. Su aplicación a los estiércoles y purines solo tiene sentido si se hace dentro del propio alojamiento y de forma continua, pues la acción de la ureasa es muy rápida y el purín extraído suele tener ya casi toda la urea convertida en amonio. Los inhibidores de la ureasa se han testado con cierto éxito en granjas de vacuno lechero y retirada de estiércol mediante arrobadera (Hagenkamp-Korth *et al.*, 2015a) y un nivel de reducción en torno al 30% (Hartung, 2019, en comunicación personal). Se ha comprobado que no interfieren de forma relevante en las emisiones de CH₄ (Hagenkamp-Korth *et al.*, 2015b), y, por tanto, no evitan sus emisiones, pero tampoco interfieren en un posible proceso posterior de digestión anaerobia. En el caso de alojamientos porcinos enrejillados, su aplicación es actualmente un reto, dado que el aditivo debe cubrir las distintas superficies (suelo continuo, rejilla y fosa), y hacerlo de forma continuada (requiriendo, por tanto, aplicaciones con cierta frecuencia), y no justificaría hoy por hoy el bajo nivel de reducción alcanzable.

Finalmente, es necesario considerar que la eficacia de los aditivos puede depender mucho de las condiciones de aplicación: dosis, homogeneidad de aplicación, condiciones ambientales, estado de los animales, tipo de instalación, etc. Por tanto, para garantizar los resultados es muy conveniente que el producto utilizado se haya validado en condiciones diversas y en cualquier caso deben respetarse estrictamente la forma y dosis de aplicación propuesta.

3.3.4 Lavadores de aire: de momento no, pero...

Los lavadores de aire y biofiltros pueden capturar el NH₃ y olores, respectivamente, en las salidas de ventilación (figura 32), pudiendo incrementar (según el tipo de lavador) las emisiones de N₂O. Hoy por hoy no es posible capturar el CH₄ producido en granjas porcinas, dada la baja concentración del gas y los elevados caudales de ventilación requeridos.

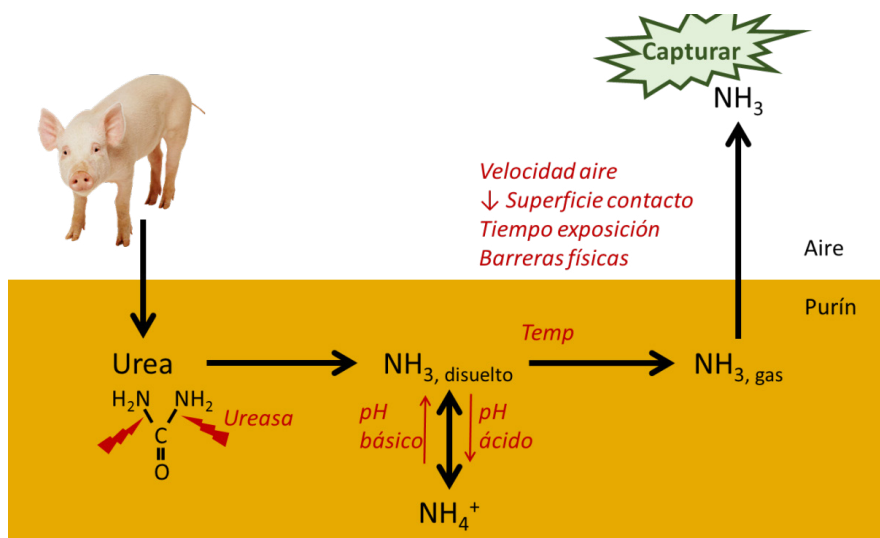


Figura 32. Lugar de acción de los lavadores de aire en la cadena de reacciones de emisión de NH₃.

Los lavadores de aire se utilizan en alojamientos ganaderos con ventilación forzada y su esquema básico es el indicado en la figura 33. El aire que se extrae del alojamiento debe conducirse a través de un conducto centralizado y hacerse pasar a través de un lecho humedecido de forma uniforme mediante pulverización de agua o de una disolución que retiene los contaminantes, antes de ser expulsado al exterior. Este líquido es recirculado desde un tanque pulmón que se rellena y vacía automáticamente en función de los niveles de agua y la concentración de sustancias nitrogenadas.

El lecho filtrante debe tener un espesor suficiente para permitir un tiempo de contacto bastante con el aire para que pueda capturarse el amoniaco (orientativamente, entre 0,4 y 1,1 segundos). Esto da espesores mayores que los habituales en los paneles evaporativos, más conocidos en la ganadería española. Adicionalmente, es necesario que el sistema cuente con mediciones automatizadas que permitan su control y garanticen la eficacia del lavador: medición de pH, de conductividad eléctrica.

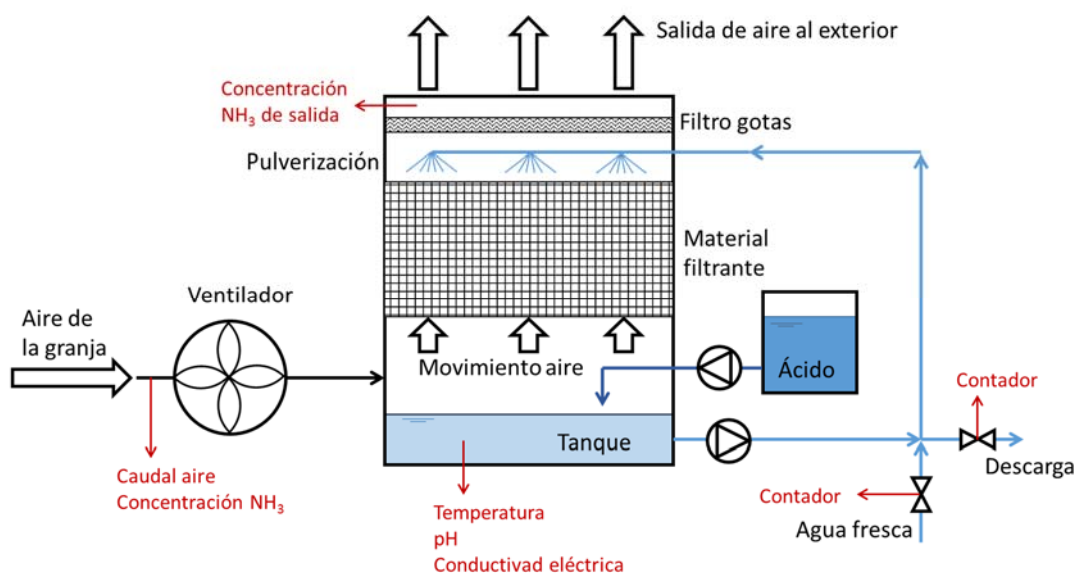


Figura 33. Esquema simplificado de un lavador de aire ácido con circulación contra corriente. En rojo se indican los parámetros de medida y control. Fuente: adaptado de Van der Heyden *et al.* (2015).

En función del lecho utilizado, del líquido empleado para humedecer el lecho y la gestión del lavadores (Van der Heyden *et al.*, 2015):

- **Lavadores ácidos o químicos.** En ellos se añade un ácido (habitualmente, H_2SO_4) al agua de lavado para alcanzar un pH entre 1,5 y 4 y así facilitar la captura del amoniaco contenido en el aire (véase la sección 1.4.1, apartado b). Durante su funcionamiento, el líquido de lavado se va concentrando en sulfato amónico, por lo que es necesario evacuar parte de la disolución y añadir agua (y la correspondiente parte de ácido) antes de que se produzca la precipitación de la sal. El filtro de gotas posterior al lecho de lavado es esencial para evitar la emisión de ácido al ambiente. Estos lavadores son los más efectivos, reteniendo en la práctica entre el 70% y el 90% del NH_3 entrante, siempre

que sean mantenidos y operados de forma adecuada, y son los que menos impactos ambientales colaterales generan (De Vries y Melse, 2017).

- **Lavadores biológicos o bioscrubbers.** En ellos se utiliza solo agua de lavado, y su principio de funcionamiento consiste en promover la nitrificación del amoníaco capturado para producir nitritos y nitratos, según el proceso indicado en la figura 14. Este proceso ocurre principalmente en el propio lecho, donde crecen las bacterias oxidantes del amonio. El pH debe mantenerse neutro (6,5-7,5) y es necesario renovar el agua de lavado con mayor frecuencia que en lavadores ácidos, para evitar que la acumulación de especies nitrogenadas inhiba la nitrificación. En estos lavadores también tiene lugar la reacción de desnitrificación, que implica unas mayores emisiones de N_2O . Su eficacia de reducción del NH_3 es menor que en los lavadores ácidos: de ellos se requiere una reducción del 70%, pero puede ser menor en la práctica.
- Los **biofiltros** sirven para reducir el olor emitido. Su lecho está formado por un material orgánico que se mantiene húmedo, pero no necesariamente sujeto a pulverización constante. En él ocurre una serie de reacciones biológicas que degradan los diversos compuestos volátiles responsables del olor. Nunca se utilizan como filtro único en granjas debido a que se colmatan rápidamente, sino que, en caso necesario, se utilizan como segundo filtro después de un lavador ácido o biológico.

En España, el estudio de referencia es el realizado por Aguilar *et al.* (2016) en una nave de gestación de cerdas en Navarra. Dicho lavador fue de tipo biológico, y en él se evaluaron todos los aspectos que van desde los consumos y los costes hasta la eficiencia de reducción del amoníaco. El lavador estudiado tuvo una eficiencia de eliminación de NH_3 entre el 60% y el 90%, y un coste que rondó los 30 euros por plaza y año.

En la actualidad se trata de una técnica de difícil implementación en granjas porcinas. Los cebaderos, donde se produce la mayor parte de amoníaco, son ventilados principalmente de forma natural, y no admiten este sistema. Adicionalmente, las instalaciones deben tener mayores dimensiones dados los elevados caudales de ventilación necesarios en buena parte del año. Requiere también consumos adicionales de agua, lo cual puede ser limitante en algunas zonas. Igualmente, necesitan una especialización en su manejo y un mantenimiento adecuado, que dificultan y encarecen su implementación. No obstante, dada su eficacia y madurez tecnológica, no es una técnica descartable en posibles escenarios en los que sea necesaria una mayor reducción de emisiones de NH_3 .

Finalmente, conviene mencionar la **ventilación parcial bajo fosa**. Puede ser una alternativa para hacer más viable la instalación de lavadores de aire (Zhang *et al.*, 2015). Los lavadores de aire antes descritos deben estar diseñados para el máximo de capacidad de ventilación, lo cual hace que estén infrautilizados durante buena parte del año. La ventilación parcial bajo fosa consiste en realizar parte de la extracción de aire (orientativamente, un 10% de la capacidad máxima de ventilación) a través de las fosas de purines, realizando el resto de ventilación de forma convencional. Este aire extraído bajo fosa arrastra hasta más del 50% del amoníaco generado (Saha *et al.*, 2010). La limpieza de este aire será menos costosa al constituir solo el 10% del caudal de diseño de la granja.

3.4. Reducción de emisiones en la gestión de los purines: sigue la cadena

La gestión de los purines durante su almacenamiento es fundamental para conseguir la máxima reducción de emisiones en su conjunto. Durante esta etapa, el amonio contenido en el purín se sigue volatilizando. Además, en las balsas de purines continúa produciéndose CH_4 . Varias de las técnicas antes mencionadas (p. ej., retirada frecuente de purines, rejillas de baja emisión o fosos reducidos) reducen la emisión en el alojamiento pero incrementan la cantidad de NH_3 y CH_4 potencialmente volatilizable durante el almacenamiento.

Distinguiremos dos tipos de técnicas aplicables en alojamiento:

- a. Las medidas de reducción de emisiones del estiércol almacenado (principalmente, cubiertas que impiden la emisión de gases).
- b. Los tratamientos de purines que contribuyen a reducir las emisiones de determinados gases.

3.4.1. Cubiertas

En la producción porcina intensiva, el almacenamiento exterior del purín se realiza en balsas abiertas que generan emisiones de gases y olores que pueden reducirse con determinados tipos de cubiertas. Sin embargo, esa cobertura puede realizarse de diferentes formas con costes y eficacias de reducción muy dispares. Por tanto, en caso de optar por instalación de cubiertas, es necesario plantearse muy bien el tipo de cubierta que optimice resultados duraderos, coste y facilidad de implementación. En caso de cubiertas novedosas o no descritas previamente, será necesario que su potencial de reducción y aplicabilidad en granja haya sido demostrado previamente.

Las cubiertas flotantes son probablemente las más fácilmente instalables: son soluciones relativamente simples, poco costosas, adaptables y aplicables a instalaciones existentes. También se ha evaluado el comportamiento de las cubiertas rígidas. En las últimas cuatro décadas se han evaluado multitud de cubiertas de distintas características, que se detallan a continuación siguiendo las revisiones de VanderZaag *et al.* (2018) y Aguilar *et al.* (2010).

La reducción de emisiones al aplicar una cubierta obedece a diversas causas y depende del gas considerado y del tipo de cubierta. Para gases muy solubles como el NH_3 , la emisión de las balsas está condicionada por la interfaz entre purín y aire (véase la sección 1.4.1). Por tanto, una cubierta será más efectiva cuanto más limite ese paso, y lo puede hacer por dos mecanismos. El primero consiste en aumentar la resistencia al paso del amoniaco (actuando de barrera y reduciendo la turbulencia en la superficie), mientras que el segundo se trata de interferir en la temperatura según el color de la cubierta: cubiertas oscuras aumentan la temperatura de la superficie del purín y, en consecuencia, las emisiones.

En gases muy poco solubles como el CH_4 , la emisión se produce principalmente por burbujeo. En este caso las cubiertas suelen ser poco efectivas: el gas producido puede quedar retenido bajo la cubierta,

pero acaba emitiéndose a la atmósfera, a no ser que en la propia cubierta ocurran fenómenos de degradación del CH_4 (p. ej., en las costras naturales y cubiertas orgánicas), o que se instale una llama piloto que queme este CH_4 formando CO_2 (con un poder de efecto invernadero 25 veces menor al del CH_4).

Costras naturales

En determinadas circunstancias, los purines forman en su superficie una costra. Los mecanismos por los cuales se forman estas costras no se conocen en profundidad, pero tienen que ver con la acumulación de materia seca en la superficie. Así, las costras suelen aparecer en purines con elevado contenido en materia orgánica, con un burbujeo importante debido a la fermentación que empuja las partículas hacia la superficie, y en condiciones de elevada evaporación. Este tipo de costras es más habitual en ganado vacuno que en porcino, debido al mayor contenido en materia seca (en parte ocasionado por el arrastre de material de cama).

El efecto de las costras depende de su grosor. Respecto al NH_3 , puede ser muy efectiva una costra uniforme y bien desarrollada al hacer de barrera a la emisión. Se ha descrito también que las costras naturales pueden reducir la emisión de CH_4 al ser este consumido por los microorganismos de la propia costra (Petersen *et al.*, 2005). Sin embargo, dada la naturaleza de la costra, se favorecen las condiciones de nitrificación-desnitrificación y, por tanto, aumenta la emisión de N_2O (Sommer *et al.*, 2000).

En cualquier caso, la formación de costras naturales en porcino no es habitual, y en caso de formarse no suelen tener el desarrollo suficiente como para reducir las emisiones de forma relevante. En general, para generar una costra en purines porcinos es necesario incorporar materiales orgánicos que ayuden a la formación de esa costra.

Finalmente, también se ha estudiado el efecto de la generación de espumas tras la aireación del purín. Una vez formada la espuma, tiene una eficacia moderada en la reducción de NH_3 (20-40%), mientras que el CH_4 se reduce debido a la aireación (no a la propia espuma). No se puede proponer como medida general ya que la generación de espumas depende de la materia orgánica contenida en el purín y puede no ser posible su formación (Pahl *et al.*, 2002).

Cubiertas con materiales naturales

Es posible cubrir las balsas con materiales orgánicos tales como restos de cultivos, turba, virutas de madera y aceites vegetales (VanderZaag *et al.*, 2008). También con materiales inorgánicos como arcilla expandida o perlita. Cada uno de ellos tiene comportamientos diferentes, en función de su flotabilidad, duración en el tiempo y resistencia a condiciones de viento. A continuación se mencionan las más habituales:

- Paja, otros restos de cosechas, serrín y virutas de madera. Están disponibles normalmente a bajo coste, pero presentan dos problemas principales: tienden a hundirse en pocas semanas y su distribución en la balsa es muy sensible al viento. No suelen ser muy efectivas en la reducción de NH_3 a menos que tengan un grosor importante (al menos, unos 15-20 cm). La emisión de CH_4 puede

aumentar o disminuir, según cuál sea el proceso dominante: adición de materia orgánica que se puede degradar en CH_4 , frente al consumo de CH_4 por los microorganismos de la propia cubierta.

- Las turbas son materiales interesantes como cubiertas, pues no solo actúan como barrera, sino que, además, retienen parte del amonio del purín. Al igual que los restos de cosecha, la flotabilidad es su mayor problema, aunque en este caso se puede aumentar tratando la turba a elevada temperatura. Alcanza altos grados de reducción de emisiones con espesores mayores a 10 cm (Sommer *et al.*, 1993; Portejoie *et al.*, 2003).
- Aplicar aceites vegetales sobre el purín puede reducir la emisión, dado que, por su menor densidad, los aceites tienden a situarse en la parte superior. La mayor dificultad es aplicarlo de forma uniforme, para lo cual es favorable mezclar el aceite con agua o aplicarlo antes de la lluvia. Suele ser más efectivo en purín porcino que en vacuno, dado su menor encostramiento, pero también se degrada en cuestión de pocas semanas, reduciendo su efectividad. Por ese motivo, los aceites son bastante efectivos reduciendo NH_3 y olores en el corto plazo (hasta 90% de reducción en la primera semana), pero posteriormente pierden efectividad. Es también posible emplear aceites minerales, en general menos costosos, aunque es una medida descartable por los impactos ambientales asociados a su posterior aplicación al campo.
- La arcilla expandida es un material, en principio, muy apto para reducir las emisiones de NH_3 y olores, puesto que tiene buena flotabilidad y duración. Como contrapartida, incrementa la emisión de N_2O . Finalmente, reduce más la evaporación de la balsa que otras cubiertas naturales, aumentando el volumen de purín y el coste de su gestión.
- La perlita es un vidrio volcánico amorfo que, sometido a un tratamiento térmico, se expande reduciendo su densidad (perlita expandida). Se recomienda su aplicación en sistemas de almacenamiento que requieren agitación, en los que los otros materiales se degradarían con facilidad.

Cubiertas con materiales sintéticos

Existen muchas opciones de cubiertas con materiales sintéticos. Las opciones van desde pequeñas piezas sintéticas que se distribuyen por la superficie hasta láminas que cubren la balsa (VanderZaag *et al.*, 2008). Estas láminas pueden tener cierta permeabilidad (p. ej., geotextiles, poliéster o espuma de poliestireno), o bien ser impermeables. El mayor reto en su aplicación es la adaptación a niveles de purín variables en la balsa.

Usar pequeñas piezas sintéticas como cubierta pretende asemejarse a las cubiertas con materiales naturales, permitiendo una adaptación fácil a distintas formas y tamaños de balsa pero con la ventaja de que los materiales utilizados no se degradan. Sin embargo, es necesario vigilar cuidadosamente la extracción del purín de la balsa para evitar problemas en los equipos de aplicación del purín y efectos negativos en el medio ambiente. Entre los materiales utilizados se encuentran materiales muy ligeros, como las bolas de poliestireno o de plástico hueco. Sin embargo, estos materiales tan ligeros son muy sensibles al viento, por lo que se recomienda utilizar materiales más densos. También se han probado

piezas hexagonales conocidas como “Hexacover” (Aguilar *et al.*, 2010). La reducción de NH_3 en estas cubiertas puede alcanzar hasta el 50%, pero en la actualidad los problemas prácticos de su manejo y desechado limitan mucho su aplicación.

Las láminas permeables se comportan bien en términos de flotación y resistencia, pero su eficacia de reducción es muy variable: depende del material utilizado, del grosor, del correcto anclaje a los bordes, de su mantenimiento y del posible crecimiento de biomasa en su superficie. La bibliografía aporta resultados muy variables que van desde eficacias muy reducidas en la reducción de NH_3 (por degradación de la membrana) hasta altas eficacias si se genera una costra más permanente que retiene el NH_3 y degrada parte del CH_4 formado.

Finalmente, las láminas impermeables pueden realizarse con varios materiales (PVC, polietileno, polipropileno y otros materiales sintéticos). Limitan mucho la emisión de NH_3 dado su carácter impermeable (> 90% reducción), aunque es necesario que cuenten con ciertas aberturas para dejar escapar los gases de la fermentación (CH_4 y CO_2). Si están bien instaladas, el agua de lluvia queda sobre la lámina, por lo que no aumenta el volumen de purín, aunque es necesario contar con un sistema de bombeo de esta agua (Aguilar *et al.*, 2010).

Cubiertas rígidas

Son uno de los tipos de cubierta más efectivos en cuanto a reducción de emisiones de NH_3 . Suelen ser más convenientes para balsas de paredes verticales y tanques de purín y tienen la ventaja añadida de evitar la entrada de agua de lluvia. Sin embargo, también son costosas de instalar por la propia cimentación y estructura necesaria. Normalmente, se realizan en materiales plásticos (PVC, poliéster) sobre una estructura portante, elevada sobre la lámina del purín y apoyada en uno o varios mástiles centrales (Aguilar *et al.*, 2010). Su efectividad para reducir el NH_3 puede ser muy elevada ya que si está bien instalada las emisiones se producirán solo por las fugas de aire que puedan existir (Loyon *et al.*, 2016). En cualquier caso, este tipo de cubiertas requieren aberturas de ventilación para evitar la acumulación de CH_4 .

3.4.2. Sistemas de tratamiento de purines

El uso natural de los estiércoles y purines es su aplicación al campo en las dosis de nutrientes y tiempos requeridos por los cultivos. Con el actual desarrollo de la ganadería intensiva, la producción de estiércoles está desvinculada de la tierra, lo cual hace necesario gestionar esas deyecciones de forma adecuada si se desean evitar impactos ambientales importantes. Esa gestión requiere el uso de distintas estrategias. Estas pueden ser simples, como el almacenamiento de purines, cuyo objetivo es adecuar la producción continua de estiércol a las épocas puntuales de fertilización de los cultivos. También pueden requerirse sistemas de tratamiento más complejos, que serán necesarios cuando los estiércoles contenidos en el estiércol excedan los que requieren los campos de cultivo, o se necesiten alcanzar beneficios adicionales.

No es objetivo de esta guía repasar en detalle los sistemas de tratamiento, que han sido ampliamente descritos previamente (p. ej., Campos *et al.*, 2004). Sí que se analizará en esta guía qué sistemas de tratamiento pueden tener un impacto relevante en las emisiones de gases, particularmente cuando se combinan con otras estrategias de reducción de emisiones.

Así pues, a continuación se revisa el impacto sobre las emisiones de las distintas técnicas de tratamiento de purines.

- Separación de sólido y líquido. Este tratamiento no afecta por sí mismo a las emisiones, pero puede facilitar el tratamiento de las fases separadas para reducir la emisión de gases en su conjunto. La fase sólida puede someterse a un proceso de compostaje en el que el mayor riesgo que considerar es la posible emisión de N_2O . Por su parte, la reducción del contenido en materia orgánica de la fase líquida reduce las emisiones de CH_4 . Adicionalmente, puede someterse la fase líquida a extracciones de nutrientes (principalmente N o P), con lo que se reduce el potencial de emisión del NH_3 . Para ser efectivo, debe realizarse cuanto antes, idealmente sobre purín recién excretado o almacenado poco tiempo. Dada la amplia tipología de separadores existentes, los resultados dependerán del separador utilizado.
- Compostaje. Tratamiento ideal para valorizar la fase sólida separada del purín. Tal como se ha indicado en el apartado anterior, su mayor desventaja respecto a la emisión de gases es la posibilidad de emitir N_2O , aunque esta emisión se puede minimizar elevando la relación C/N y controlando la humedad del sustrato (Brown *et al.*, 2008). En cualquier caso, respecto a las emisiones netas de gases de efecto invernadero, el efecto es claramente positivo por la reducción de CH_4 .
- Nitrificación-desnitrificación. Tiene como objetivo reducir el contenido en nitrógeno amoniacal potenciando las reacciones indicadas en la figura 14. Aunque tiene diversas variantes, en general se somete primero el purín a un tratamiento aerobio donde tiene lugar la nitrificación, y, posteriormente, a otro reactor anaerobio, donde ocurre la desnitrificación. Este tratamiento reduce la carga de N amoniacal y, por tanto, reduce las emisiones de NH_3 en etapas posteriores. Aunque puede emitir ciertas cantidades de N_2O , reduce el CH_4 de forma considerable, por lo que suele resultar positivo en términos de gases de efecto invernadero. Desde un punto de vista de la economía circular, es un tratamiento poco recomendable, ya que desaprovecha el N contenido en los purines.
- Digestión anaerobia. Este tratamiento potencia la producción de CH_4 (figura 10) en condiciones controladas. El biogás generado (mezcla principalmente de CH_4 y CO_2) es luego utilizado en un motor de cogeneración (generación de calor y energía). Este tratamiento no solo reduce el CH_4 en la gestión posterior del purín digerido, sino que, además, tiene el beneficio añadido de obtener energía renovable. Para optimizar su producción es recomendable reducir el tiempo de almacenamiento previo del purín al mínimo posible, y suele ser necesario utilizar algún material de codigestión que mejore la generación de biogás. Dado que no disminuye la carga en N, no reduce las emisiones posteriores de gases nitrogenados a menos que se realice algún tratamiento adicional. En cualquier caso, es una técnica que requiere elevada inversión y manejo por personal cualificado.

- Aireación de purines. La aireación de purines permite reducir la carga orgánica de estos e inhibe la formación de CH_4 , pero presenta importantes desventajas. En primer lugar, no reduce de forma relevante el N del purín, por lo que afecta poco a las emisiones nitrogenadas posteriores. En segundo lugar, son técnicas que aumentan en gran medida las emisiones de N_2O , hasta suponer una pérdida que oscila entre el 1% o el 10% del N inicial (Calvet *et al.*, 2017). Existen muchas alternativas en cuanto a intensidad de la aireación (cantidad de aire utilizado) y frecuencia de esta. Se ha descrito que la aireación intermitente de los purines de cerdo puede reducir parcialmente las emisiones de CH_4 sin incrementar las de N_2O , pero aumentando las de NH_3 en el medio plazo por la subida del pH (Calvet *et al.*, 2017).
- *Stripping*. Es un proceso que tiene como objetivo extraer el N amoniacal contenido en la fase líquida del purín después de un proceso de separación de sólidos, o bien en digestatos. El proceso consiste en dos fases: una primera en la que se suben el pH del purín y su temperatura para favorecer la emisión del NH_3 en condiciones controladas, y una segunda fase en la que ese NH_3 se captura en un medio ácido (habitualmente, una disolución de ácido sulfúrico). Como resultado se obtiene una sal (normalmente, sulfato amónico) que puede utilizarse como fertilizante. Este proceso reduce las emisiones de NH_3 en fases posteriores del tratamiento del purín.
- Uso de membranas y ultrafiltración. En los últimos años se están desarrollando estudios de extracción de nutrientes mediante membranas. Estas consiguen extraer un líquido concentrado en amonio (Fangueiro *et al.*, 2018) que puede utilizarse de forma más controlada dado su menor volumen. Al igual que el *stripping*, se usa sobre la fase líquida del purín o digestatos y reduce la emisión de NH_3 en etapas posteriores de la gestión del purín.
- Aditivos: ya mencionados anteriormente en el apartado 3.3.3.

En cualquier caso, la elección de un tratamiento (o combinación de ellos) debe obedecer a una estrategia que evalúe todos los aspectos (ambientales, de gestión, normativos, costes) en su conjunto.

3.5. Reducción de emisiones en la aplicación al campo: también es tu problema

El destino preferente de los purines generados en las granjas es la aplicación al campo en las dosis y épocas requeridas por el cultivo. La alternativa es establecer un contrato con un gestor autorizado que cumpla la normativa vigente en gestión de residuos y de subproductos animales, que retire el purín de la explotación (lo cual suele incrementar el coste). Sin embargo, dadas la intensificación del sector y su desvinculación de la tierra, este aspecto suele quedar fuera del control directo de las granjas. Aun así, en muchas zonas la aplicación al campo es crítica para poder dar salida a los purines generados en la granja, de forma que cualquier condicionante en la aplicación de los purines a los campos puede afectar a la gestión del purín en la granja. Además, las formas inadecuadas de aplicar los purines al campo no solo afectan negativamente al medio ambiente, sino también de forma indirecta al propio sector.

La técnica utilizada mayoritariamente hasta el momento para aplicar purines, que es la aplicación en abanico, es la que mayores emisiones de NH_3 y olores tiene. En contraposición, el enterrado inmediato tras la aplicación del abanico y la aplicación localizada (superficial o profunda) son alternativas que reducen en gran medida la emisión de NH_3 y mejoran el aprovechamiento de nutrientes al reducir la superficie de contacto del purín con el aire (figura 34). Estas técnicas han sido revisadas recientemente por Bittman *et al.* (2014) y UN-ECE (2015), y están incluidas en la revisión de mejores técnicas disponibles (Giner-Santonja *et al.*, 2017). Conjuntamente con la propia técnica, es necesario que las épocas y dosis de fertilización estén ajustadas con criterios agronómicos al cultivo al que se aplican. Solo así pueden evitarse efectos negativos colaterales. Es necesario considerar que la aplicación localizada y enterrada de purines tiene el riesgo de incrementar la emisión de óxido nítrico, riesgo que en todo caso puede reducirse al máximo ajustando lo mejor posible las dosis y épocas de aplicación.

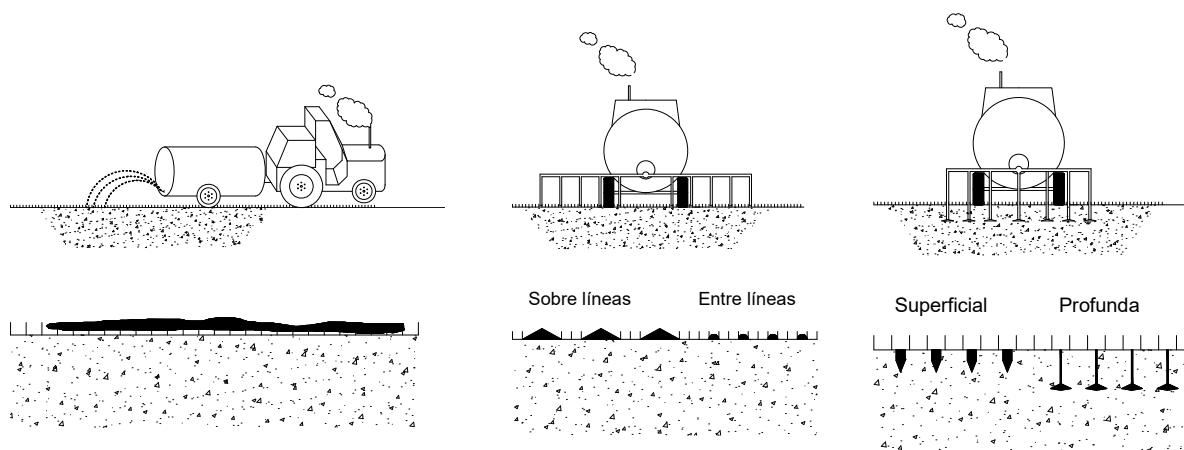


Figura 34. Alternativas de aplicación de purín al campo. Izquierda: aplicación en abanico sin enterrado; centro: aplicación localizada en superficies (sobre líneas o entre líneas), y derecha: inyección superficial o profunda.

Ahora bien, su eficacia puede verse afectada por las características del purín y las propiedades de los suelos (Sommer *et al.*, 2003), lo cual hace necesaria una evaluación específica en cada situación. En particular, es necesario considerar las situaciones en las que las medidas de reducción mencionadas podrían ser de difícil aplicación debido a las condiciones de cultivo (sistemas de riego, marcos de plantación ajustados, especies leñosas, pequeñas propiedades que no permiten la mecanización, etc.).

3.5.1. El abanico: solo si no hay más remedio y con enterrado inmediato

Desde el punto de vista de las emisiones de NH_3 y olores, la aplicación en abanico solo debería realizarse si viene acompañada de una labor que entierre el purín en el menor tiempo posible. Dado que las mayores emisiones se producen en las horas posteriores a la aplicación del purín, la

eficacia en la disminución del NH_3 se reduce de forma notable conforme pasa el tiempo de acuerdo con la tabla 9.

TABLA 9. SISTEMAS DE APLICACIÓN DE PURINES Y REDUCCIÓN DE NH_3 RESPECTO A LA TÉCNICA DE REFERENCIA, QUE ES LA APLICACIÓN DE PURÍN EN ABANICO SIN ENTERRADO POSTERIOR. FUENTE: BITTMAN *ET AL.* (2014).

| Sistema de aplicación | | Reducción de NH_3 |
|-----------------------|---------------------------------------|----------------------------|
| Abanico y enterrado | Inmediato, mediante volteo | 90% |
| | Inmediato, sin volteo | 70% |
| | A las cuatro horas | 45-65% |
| | Al día siguiente | 30% |
| Aplicación en bandas | Con mangueras colgantes | 30% |
| | Mangueras con zapatas | 30-60% |
| Inyección | Inyección superficial (surco abierto) | 70% |
| | Inyección profunda | 80-90% |

Es importante considerar las condiciones en las que se realiza la aplicación. El enterrado inmediato es especialmente importante si el purín se aplica en las horas centrales del día, momento en el que está expuesto a elevadas temperaturas y el amoníaco se emite con rapidez.

El tipo de enterrado es también importante. El enterrado mediante volteo reduce la emisión a la décima parte, pero el enterrado superficial también es bastante efectivo y tiene menor coste. Su mayor limitación es la aplicabilidad: no es aplicable en pastos ni en cobertura de cultivos arables, y es poco compatible con producciones bajo laboreo mínimo.

La disponibilidad de maquinaria puede ser un factor limitante para realizar en enterrado.

3.5.2. Aplicación en bandas con mangueras

La aplicación del purín se realiza mediante **mangueras colgantes** flexibles separadas entre sí unos 30 cm, que depositan el purín en líneas a poca distancia (< 15 cm) del suelo. De esta forma el purín se aplica de manera localizada, reduciendo el contacto con el aire (figura 34). Esta aplicación, además, será más homogénea si la maquinaria permite controlar que salga la misma cantidad de purín por cada tubo. Adicionalmente, si hay un cultivo establecido, ensucia menos sus tallos, contribuyendo a reducir la emisión de NH_3 y olores.

Alternativamente, pueden disponerse unas **mangueras rígidas con zapatas** o discos en su extremo inferior (zapatas colgantes) que apartan mejor la vegetación y depositan el purín sobre el mismo suelo entre las líneas de cultivos. De esta forma puede reducirse más aún la emisión de NH_3 y olores.

La aplicación de purín con mangueras puede ocasionar problemas de obturaciones debidos al tamaño reducido de los tubos (alrededor de 40 mm de diámetro). Por ese motivo es recomendable que la cuba tenga incorporado un triturador de purín antes de su aplicación.

La aplicabilidad de cada técnica depende del cultivo. En general, es aplicable en praderas y herbáceos y es compatible con los sistemas de mínimo laboreo. Sin embargo, el sistema de zapatas colgantes no es aplicable en cultivos herbáceos sembrados a voleo dado que dañaría el cultivo.

3.5.3. Inyección de purines

La **inyección superficial** de purines con surco abierto se puede realizar en praderas o cultivos bajo mínimo laboreo, antes de la siembra. En cultivos ya establecidos puede dañar las plantas. Los surcos no suelen tener más de 5 cm de profundidad y están separados entre sí de 20 a 40 cm (idealmente < 30 cm para asegurar una adecuada disponibilidad de nutrientes para las plantas). En este caso, es de gran importancia ajustar la dosificación del purín al tamaño del surco con el fin de evitar excesos de purín que escurran fuera de los surcos. Es necesario tener precaución con suelos en pendiente para evitar el escurrimiento del purín, y no es recomendable en suelos pedregosos o compactos. En estos casos es difícil asegurar un surco uniforme que permita una penetración homogénea del purín.

La **inyección profunda** puede realizarse a profundidades diversas que van entre los 5 y los 20 cm. En este caso, los tubos de aplicación penetran en la tierra, y el surco se cierra posteriormente mediante rodillos incorporados en el mismo equipo de aplicación. Su aplicación es muy limitada a determinadas condiciones del suelo, pues en suelos pedregosos o compactos no pueden garantizarse una penetración uniforme y el posterior cerrado del surco. En cuanto al cultivo, es aplicable como abonado de fondo antes de la siembra, pero no con cultivos establecidos.

CAPÍTULO 4. RECOMENDACIONES DE FUTURO Y CONCLUSIONES

El ganado porcino intensivo en España tiene una magnitud importante, y, a pesar de ser un sector muy eficiente en su producción, concentra algunos riesgos ambientales derivados de las emisiones de gases a la atmósfera.

Su principal emisión es el amoníaco, de forma que, actualmente, supone el principal sector emisor si se consideran las emisiones en granja más las producidas durante la aplicación de purines al campo. Respecto a los gases de efecto invernadero, su contribución es muy inferior, pero aun así deberá reducirse para cumplir con los objetivos de neutralidad climática. En definitiva, es un reto de una gran magnitud, sobre el que se está avanzando, pero del que aún queda un importante camino para resolver.

Este documento incluye una lista de técnicas que, bajo conocimiento de los autores, son las mejores alternativas para su uso actual en granjas (o en un futuro cercano). Estas se han descrito detallando el estado del conocimiento y su potencial para la aplicación práctica en las granjas porcinas españolas. Ese listado se ha redactado con la intención de ser exhaustivo respecto a las técnicas que actualmente se conocen, pero es susceptible de ser ampliado conforme se genere información de técnicas no contempladas, o modificado en lo que se refiere a técnicas existentes en caso de detectarse evidencias para ello.

El informe también resalta la necesidad de considerar medidas coordinadas en la cadena de gestión de los purines, de forma que se maximice el potencial de reducción. No hacerlo así limita la efectividad de las medidas propuestas. Por tanto, más que proponer medidas concretas, es necesario proponer modelos de medidas coordinadas que reduzcan la emisión al máximo.

Finalmente, conviene destacar que para un sector puntero como el porcino blanco intensivo en España debe ser una prioridad establecer mecanismos para generar información propia sobre su nivel de emisiones y la efectividad de las medidas de reducción. Ello pasa por asumir la magnitud del reto, coordinar esfuerzos con Administraciones y centros de investigación, desarrollar protocolos de medición adaptados a las condiciones de la ganadería porcina en España y efectuar de forma coordinada y sistemática las mediciones que certifiquen el nivel de emisiones y su potencial de reducción.

BIBLIOGRAFÍA

- Aarnink, A. J. A.; Van den Berg, A. J.; Keen, A.; Hoeksma, P. y Verstegen, M. W. A. (1996). Effect of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 64, 299-310.
- Aarnink, A. J. A.; Swierstra, D.; Van den Berg, A. J. y Speelman, L. (1997). Effect of type of slatted floor and degree of fouling of solid floor on ammonia emission rates from fattening piggeries. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 66, 93-102.
- Aarnink, A. J. A. y Elzing, A. (1998). Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock Production Science*, 53, 153-169.
- Aarnink, A. J. A.; Hol, J. M. G. y Nijboer, G. M. (2007). *Ammonia emission factor for using benzoic acid (1% VevoVital) in the diet of growing finishing pigs* (No. 133). Wageningen UR: Animal Sciences Group.
- Aguilar, M.; Irujo, E. y Abaigar, A. (2010). Cubiertas flotantes en balsas de purines. *Navarra Agraria*, 182, 48-52.
- Aguilar, M.; Cenoz, I.; Merino, P.; Calvet, S. y Estellés, F. (2016). Lavado de aire en una nave de gestación porcina. *Navarra Agraria*, 219, 29-36.
- Ainsworth, E. A.; Yendrek, C. R.; Sitch, S.; Collins, W. J. y Emberson, L. D. (2012). The effects of tropospheric ozone on net primary productivity and implications for climate change. *Annual Review of Plant Biology*, 63, 637-661.
- Andretta, I.; Pomar, C.; Kipper, M.; Hauschild, L. y Rivest, J. (2016). Feeding behavior of growing–finishing pigs reared under precision feeding strategies. *Journal of Animal Science*, 94, 3042-3050.
- Antezana, W.; Calvet, S.; Beccaccia, A.; Ferrer, P.; De Blas, C.; García-Rebollar, P. y Cerisuelo, A., (2015). Effects of nutrition on digestion efficiency and gaseous emissions from slurry in growing pigs: III. Influence of varying the dietary level of calcium soap of palm fatty acids distillate with or without orange pulp supplementation. *Animal Feed Science and Technology*, 209, 128-136.
- Antezana, W.; De Blas, C.; García-Rebollar, P.; Rodríguez, C.; Beccaccia, A.; Ferrer, P.; Cerisuelo, A.; Moset, V.; Estellés, F.; Cambra-López, M. y Calvet, S. (2016). Composition, potential emissions and agricultural value of pig slurry from Spanish commercial farms. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104, 159-173.
- Antezana, W.; De Blas, C.; García-Rebollar, P.; Rodríguez, C.; Beccaccia, A.; Ferrer, P.; Cerisuelo, A.; Moset, V.; Estellés, F.; Cambra-López, M. y Calvet, S. (2020). Kinetics and prediction of methane production in pig slurry. [En preparación].
- Apple, J. K.; Maxwell, C. V.; Bass, B. E.; Yancey, J. W. S.; Payne, R. L. y Thomson, J. (2017). Effects of reducing dietary crude protein levels and replacement with crystalline amino acids on growth performance, carcass composition, and fresh pork quality of finishing pigs fed ractopamine hydrochloride. *Journal of Animal Science*, 95, 4971-4985.

- Azorín-Molina, C.; Guijarro, J. A.; McVicar, T. R.; Vicente-Serrano, S. M.; Chen, D.; Jerez, S. y Espírito-Santo, F. (2016). Trends of daily peak wind gusts in Spain and Portugal, 1961-2014. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121, 1059-1078.
- Beccaccia, A.; Calvet, S.; Cerisuelo, A.; Ferrer, P.; García-Rebollar, P. y De Blas, C. (2015a). Effects of nutrition on digestion efficiency and gaseous emissions from slurry in growing-finishing pigs. I. Influence of the inclusion of two levels of orange pulp and carob meal in isofibrous diets. *Animal Feed Science and Technology*, 208, 158-169.
- Beccaccia, A.; Cerisuelo, A.; Calvet, S.; Ferrer, P.; Estellés, F.; De Blas, C. y García-Rebollar, P. (2015b). Effects of nutrition on digestion efficiency and gaseous emissions from slurry in growing pigs: II. Effect of protein source in practical diets. *Animal Feed Science and Technology*, 209, 137-144.
- Bittman, S.; Dedina, M.; Howard C. M.; Oenema, O. y Sutton, M. A. (eds.) (2014). *Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen*. Edinburgh, UK: Centre for Ecology and Hydrology.
- Brown, S.; Kruger, C. y Subler, S. (2008). Greenhouse gas balance for composting operations. *Journal of Environmental Quality*, 37, 1396-1410.
- Cabello, A.; Sobrino, O.; Herrera, T. y Alarcón, J. (2017). *Guía de las mejores técnicas disponibles para reducir el impacto ambiental de la ganadería*. Madrid: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.
- Calvet, S.; Gates, R. S.; Zhang, G.; Estelles, F.; Ogink, N. W.; Pedersen, S. y Berckmans, D. (2013). Measuring gas emissions from livestock buildings: A review on uncertainty analysis and error sources. *Biosystems Engineering*, 116, 221-231.
- Calvet, S.; Hunt, J. y Misselbrook, T. H. (2017). Low frequency aeration of pig slurry affects slurry characteristics and emissions of greenhouse gases and ammonia. *Biosystems Engineering*, 159, 121-132.
- Campos, E.; Palatsi, J.; Illa, J.; Solé, F.; Magrí, A. y Flotats, X. (2004). *Guía de los tratamientos de las deyecciones ganaderas*. Generalitat de Catalunya.
- Canh, T. T.; Sutton, A. L.; Aarnik, A. J. A.; Verstegen, A. W. A.; Schrama, J. W. y Bakker, G. C. M. (1998). Dietary carbohydrates alter the fecal composition and pH and the ammonia emission from slurry of growing pigs. *Journal of Animal Science*, 76, 1887-1895.
- Canh, T. T.; Verstegen, M. W. A.; Aarnink, A. J. A. y Schrama, J. W. (1997). Influence of dietary factors on nitrogen partitioning and composition of urine and feces of fattening pigs. *Journal of Animal Science*, 75, 700-706.
- De Vries, M. y De Boer, I. J. (2010). Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128, 1-11.
- De Vries, J. W. y Melse, R. W. (2017). Comparing environmental impact of air scrubbers for ammonia abatement at pig houses: A life cycle assessment. *Biosystems Engineering*, 161, 53-61.
- Drummond, J. G.; Curtis, S. E., Simon, J. y Norton, H.W. (1980). Effects of aerial ammonia on growth and health of young pigs. *Journal of Animal Science*, 50, 1085-1091.
- EFSA (2019). *Feed additive applications: overview and procedure*. Recuperado de <https://www.efsa.europa.eu/en/applications/feedadditives>
- EMEP-EEA (2016). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. Technical guidance to prepare national emission inventories*. European Environment Agency. EEA Technical report No 21/2016.

- Eriksen, J.; Adamsen, A. P. S.; Nørgaard, J. V.; Poulsen, H. D.; Jensen, B. B. y Petersen, S. O. (2010). Emissions of sulfur-containing odorants, ammonia, and methane from pig slurry: effects of dietary methionine and benzoic acid. *Journal of Environmental Quality*, 39, 1097-1107.
- Fangmeier, A.; Hadwiger-Fangmeier, A.; Van der Eerden, L. y Jäger, H. J. (1994). Effects of atmospheric ammonia on vegetation—a review. *Environmental Pollution*, 86, 43-82.
- Fangueiro, D.; Hjorth, M. y Gioelli, F. (2015). Acidification of animal slurry—a review. *Journal of Environmental Management*, 149, 46-56.
- Fangueiro, D.; Snauwaert, E.; Provolo, G.; Hidalgo, D.; Adani, F.; Kabbe, C.; Bonmatí, A. y Brandsma, J. (2018). *Mini-paper – Available technologies for nutrients recovery from animal manure and digestates*. EIP-AGRI Focus Group – Nutrient recycling.
- FEDNA (2013). *Necesidades nutricionales para ganado porcino: Normas FEDNA*. De Blas, C.; Gasa, J. y Mateos, G. G. Fundación Española para el Desarrollo de la Nutrición Animal.
- Fonseca, D.; Carvalho, M. J.; Marta-Almeida, M.; Melo-Gonçalves, P. y Rocha, A. (2016). Recent trends of extreme temperature indices for the Iberian Peninsula. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 94, 66-76.
- Giner Santonja, G.; Georgitzikis, K.; Scalet, B. M.; Montobbio, P.; Roudier, S. y Delgado-Sancho, L. (2017). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs*. EUR 28674 EN; doi:10.2760/020485.
- Greatorex, J.M. (2000). A review of methods for measuring methane, nitrous oxide and odour emissions from animal production activities. JTI-rapport Nr 274. LANTBRUK & INDUSTRI.
- Guingand, N. y Granier, R. (2001). The effects of partially or totally slatted floor during the growing/finishing period on the growth performance and ammonia emissions of pigs. *Journées de la Recherche Porcine*, 33, 31-36.
- Hagenkamp-Korth, F.; Haeussermann, A. y Hartung, E. (2015a). Effect of urease inhibitor application on urease activity in three different cubicle housing systems under practical conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, 168-177.
- Hagenkamp-Korth, F.; Ohl, S. y Hartung, E. (2015b). Effects on the biogas and methane production of cattle manure treated with urease inhibitor. *Biomass and Bioenergy*, 75, 75-82.
- Hansen, C. F.; Sørensen, G. y Lyngbye, M. (2007). Reduced diet crude protein level, benzoic acid and inulin reduced ammonia, but failed to influence odour emission from finishing pigs. *Livestock Science*, 109, 228-231.
- Hassouna, M.; Robin, P.; Charpiot, A.; Edouard, N. y Méda, B. (2013). Infrared photoacoustic spectroscopy in animal houses: Effect of non-compensated interferences on ammonia, nitrous oxide and methane air concentrations. *Biosystems Engineering*, 114, 318-326.
- IPCC (2019). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Recuperado de <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>
- IPCC (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Working Group I contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Recuperado de <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>
- Jarret, G.; Cerisuelo, A.; Peu, P.; Martínez, J. y Dourmad, J.-Y. (2012). Impact of pig diets with different fibre contents on the composition of excreta and their gaseous emission and anaerobic digestion. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 160, 51-58.

- Jha, R. y Berrocoso, J.F. (2016). Dietary fiber and protein fermentation in the intestine of swine and their interactive effects on gut health and on the environment: A review. *Animal Feed Science and Technology*, 212, 18-26.
- Jørgensen, H.; Theil, P. K. y Knudsen, K. E. B. (2011). Enteric methane emission from pigs. *Planet Earth 2011-Global Warming Challenges and Opportunities for Policy and Practice*. IntechOpen.
- Krupa, S. V. (2003). Effects of atmospheric ammonia (NH_3) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution*, 124, 179-221.
- Lippmann, M. (1991). Health effects of tropospheric ozone. *Environmental Science and Technology*, 25, 1954-1962.
- Lizardo, R. (2007). Alimentación líquida: Programas multifase y medioambiente. Recuperado de https://www.3tres3.com/articulos/alimentacion-liquida-programas-multifase-y-medioambiente_1846/
- Loyon, L.; Guiziou, F.; Picard, S. y Saint Cast, P. (2016). Farm-scale applicability of three covers (peat, polystyrene balls and synthetic sheet roof) to reduce ammonia emissions from pig slurry storage. *Agricultural Sciences, Scientific Research*, 396-406. hal-01368490.
- MAGRAMA (2014). *Evaluación de técnicas de reducción de emisiones en ganadería. Sectores de porcino y avicultura de carne y puesta*. Madrid: Subdirección General de Medios de Producción Ganaderos. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- MAPAMA (2017). *Porcino Blanco. Bases zootécnicas para el cálculo del balance alimentario de nitrógeno y fósforo*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- McCrary, D. F. y Hobbs, P. J. (2001). Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes. *Journal of Environmental Quality*, 30, 345-355.
- Melse, R. W.; Ploegaert, J. P. M. y Ogink, N. W. M. (2016). *Laboratory tests of Draeger Polytron 8000 with FL-6813260 sensor for NH_3 measurement*. Livestock Research Report 972, Wageningen UR: Livestock Research.
- Millet, S.; Aluwé, M.; Van den Broeke, A.; Leen, F.; De Boever, J. y De Campeneere, S. (2018). Pork production with maximal nitrogen efficiency. *Animal*, 12, 1060-1067.
- MITECO (2019a). Sistema Español de Inventario de Emisiones. Inventario 1990-2017. Recuperado de <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei/>
- MITECO (2019b). Consulta de participación pública a la aprobación del Programa nacional de control de la contaminación atmosférica (PNCCA) para el periodo 2019-2022. Recuperado de https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/participacion-publica/PP_SGCAMAI_2019_Participacion_publica_PNCCA.aspx
- MITECO (2019c). *Marco Estratégico de Energía y Clima: Una oportunidad para la modernización de la economía española y la creación de empleo*. Recuperado de <https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/participacion-publica/marco-estrategico-energia-y-clima.aspx>
- Moore, K. L.; Mullan, B. P. y Kim, J. C. (2016). An evaluation of the alternative feeding strategies, blend feeding, three-phase feeding or a single diet, in pigs from 30 to 100 kg liveweight. *Animal Feed Science and Technology*, 216, 273-280.
- Moset, V.; Cambra-López, M. y Møller, H. B. (2012). The inhibiting effect of sulfate on thermophilic anaerobic digestion of cattle and pig waste slurry. *Transactions of the ASABE*, 55, 2309-2317.
- Nicks, B.; Laitat, M.; Farnir, F.; Vandenhede, M.; Desiron, A.; Verhaeghe, C. y Canart, B. (2004). Gaseous emissions from deep-litter pens with straw or sawdust for fattening pigs. *Animal Science*, 78, 99-107.

- Owens, A. J.; Steed, J. M.; Filkin, D. L.; Miller, C. y Jesson, J. P. (1982). The potential effects of increased methane on atmospheric ozone. *Geophysical Research Letters*, 9, 1105-1108.
- Pahl, O.; Williams, A. G. y Sneath, R. W. (2002). Reduction of ammonia and odour emissions from pig slurry under slats using oil and foam layers. *Environmental Technology*, 23, 395-403.
- Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea (2016). 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.
- Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea (2001). Directiva 2001/81/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2001, sobre techos nacionales de emisión de determinados contaminantes atmosféricos.
- Pedersen, S. y Ravn, P. (2008). *Characteristics of floors for pig pens: friction, shock absorption, ammonia emission and heat conduction*. Agricultural Engineering International: CIGR Journal.
- Pedersen, S.; Blanes-Vidal, V.; Jørgensen, H.; Chwalibog, A.; Haeussermann, A.; Heetkamp, M. J. W. y Aarnink, A. J. A. (2008). *Carbon dioxide production in animal houses: A literature review*. Agricultural Engineering International: CIGR Journal.
- Petersen, S. O.; Amon, B. y Gattinger, A. (2005). Methane oxidation in slurry storage surface crusts. *Journal of Environmental Quality*, 34, 455-461.
- Philippe, F. X.; Cabaraux, J. F. y Nicks, B. (2011). Ammonia emissions from pig houses: Influencing factors and mitigation techniques. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141, 245-260.
- Pomar, C. y Remus, A. (2019). Precision pig feeding: a breakthrough toward sustainability. *Animal Frontiers*, 9, 52-59.
- Portejoie, S.; Martínez, J.; Guiziou, F. y Coste, C. M. (2003). Effect of covering pig slurry stores on the ammonia emission processes. *Bioresource Technology*, 87, 199-207.
- Ravishankara, A. R.; Daniel, J. S. y Portmann, R. W. (2009). Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science*, 326, 123-125.
- Rocadembosch, J.; Amador, J.; Bernaus, J.; Font, J. y Fraile, L. J. (2016). Production parameters and pig production cost: temporal evolution 2010–2014. *Porcine Health Management*, 211.
- Saha, C. K.; Zhang, G.; Kai, P. y Bjerg, B. (2010). Effects of a partial pit ventilation system on indoor air quality and ammonia emission from a fattening pig room. *Biosystems Engineering*, 105, 279-287.
- Sajeev, E. P. M.; Amon, B.; Ammon, C.; Zollitsch, W. y Winiwarter, W. (2018a). Evaluating the potential of dietary crude protein manipulation in reducing ammonia emissions from cattle and pig manure: A meta-analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 110, 161-175.
- Sajeev, M.; Purath, E.; Winiwarter, W. y Amon, B. (2018b). 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.
- Six, L.; De Wilde, B.; Vermeiren, F.; Van Hemelryck, S.; Vercaeren, M.; Zamagni, A.; Masoni, P.; Dewulf, J. y De Meester, S., (2017). Using the product environmental footprint for supply chain management: lessons learned from a case study on pork. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22, 1354-1372.
- Snoek, D. J.; Stigter, J. D.; Ogink, N. W. y Groot Koerkamp, P. W. G. (2014). Sensitivity analysis of mechanistic models for estimating ammonia emission from dairy cow urine puddles. *Biosystems Engineering*, 121, 12-24.

- Sommer, S. G.; Christensen, B. T.; Nielsen, N. E. y Schjørring, J. K. (1993). Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: Effect of surface cover. *Journal of Agricultural Science*, 121, 63-71.
- Sommer, S. G.; Petersen, S. O. y Søgaard, H. T. (2000). Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *Journal of Environmental Quality*, 29, 744-751
- Sommer, S. G.; Géniermont, S.; Cellier, P.; Hutchings, N. J.; Olesen, J. E. y Morvan, T. (2003). Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy*, 19, 465-486.
- Stombaugh, D. P.; Teague, H. S. y Roller, W. L. (1969). Effects of atmospheric ammonia on the pig. *Journal of Animal Science*, 28, 844-847.
- Suiryanrayna, M. V. y Ramana, J. V. (2015). A review of the effects of dietary organic acids fed to swine. *Journal of Animal Science and Biotechnology*, 6, 45.
- Sun, G.; Guo, H.; Peterson, J.; Predicala, B. y Laguë, C. (2008). Diurnal odor, ammonia, hydrogen sulfide, and carbon dioxide emission profiles of confined swine grower/finisher rooms. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 58, 1434-1448.
- Svennerstedt, B. (1999). Drainage properties and ammonia emissions in slatted floor systems for animal buildings. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 72, 19-25.
- UN-ECE (2015). *Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions*. Sutton, M. A.; Dalgaard, T. y Cordovil, C. (coords.). United Nations Economic Commission for Europe.
- Valdés-Abellán, J.; Pardo, M. A. y Tenza-Abril, A. J. (2017). Observed precipitation trend changes in the western Mediterranean region. *International Journal of Climatology*, 37, 1285-1296.
- Van Damme, M.; Clarisse, L.; Whitburn, S.; Hadji-Lazaro, J.; Hurtmans, D.; Clerboux, C. y Coheur, P. F. (2018). Industrial and agricultural ammonia point sources exposed. *Nature*, 564, 99-103.
- Van der Heyden, C.; Demeyer, P. y Volcke, E. I. (2015). Mitigating emissions from pig and poultry housing facilities through air scrubbers and biofilters: State-of-the-art and perspectives. *Biosystems Engineering*, 134, 74-93.
- VanderZaag, A. C.; Gordon, R. J.; Glass, V. M. y Jamieson, R. C. (2008). Floating covers to reduce gas emissions from liquid manure storages: a review. *Applied Engineering in Agriculture*, 24, 657-671.
- Wrage, N.; Velthof, G. L.; Van Beusichem, M. L. y Oenema, O. (2001). Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry*, 33, 1723-1732.
- Zhang, G.; Bjerg, B. y Zong, C. (2017). Partial pit exhaust improves indoor air quality and effectiveness of air cleaning in livestock housing: A review. *Applied Engineering in Agriculture*, 33, 243-256.

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|--|----|
| Tabla 1. Emisión potencial de CH ₄ expresada en m ³ de metano por m ³ de purín, para purines obtenidos de fosas en granjas comerciales (n = número de muestras)..... | 19 |
| Tabla 2. Técnicas de medición de la concentración de amoniaco | 29 |
| Tabla 3. Niveles de emisión para cerdos de engorde alojados sobre emparrillado en corrales con fosa de purín | 33 |
| Tabla 4. Niveles de emisión para cerdas en fase de cubrición y control o gestación alojadas sobre emparrillado en corrales con fosa de purín | 33 |
| Tabla 5. Niveles de emisión en salas de partos en alojadas sobre emparrillado en corrales con fosa de purín | 34 |
| Tabla 6. Emisiones de amoniaco y metano en los alojamientos porcinos (mínimos y máximos expresados en kg/plaza y año y en g/animal y día) | 34 |
| Tabla 7. Condiciones de ventilación (m ³ /animal y hora) para los dos supuestos (baja y alta) y para los dos ensayos realizados (2018-S2 y 2019-S1) | 35 |
| Tabla 8. Valores mínimos de proteína bruta (PB) recomendados por FEDNA (2013) en función del peso del animal, para animales en crecimiento..... | 44 |
| Tabla 9. Sistemas de aplicación de purines y reducción de NH ₃ respecto a la técnica de referencia, que es la aplicación de purín en abanico sin enterrado posterior | 61 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Mapa de puntos calientes de NH ₃ para España. | 9 |
| Figura 2. Principales sectores que contribuyen a la emisión de NH ₃ de acuerdo con el Inventario nacional de emisiones para el año 2017..... | 10 |
| Figura 3. Evolución porcentual del censo porcino, emisiones y emisiones por plaza, tomando como referencia el primer año de la serie (1990)..... | 11 |
| Figura 4. Emisiones de gases de efecto invernadero por sectores en España. a) Peso relativo de los distintos gases en el sector «agricultura». b) Peso relativo de la actividad porcina en las emisiones de CH ₄ de origen agrario. c) Peso relativo de la actividad porcina en las emisiones de N ₂ O excluida la aplicación de purín a campo, que está contemplada dentro de «fertilización de cultivos» (d). | 12 |
| Figura 5. Evolución de las emisiones totales de CH ₄ procedentes de la gestión del purín y de la fermentación entérica (izquierda) y evolución de las emisiones expresadas por plaza (derecha). | 13 |
| Figura 6. Evolución de las emisiones de N ₂ O procedentes de la gestión del estiércol en granja, expresadas por plaza y en global 13 | 13 |
| Figura 7. Principales etapas que conducen a la emisión de amoníaco, y factores implicados. 15 | 15 |
| Figura 8. Representación del balance de nitrógeno y emisiones de una granja. Los grosores de las flechas reflejan la magnitud aproximada de cada flujo, considerando el balance nutricional (MAPAMA, 2017) y factores de emisión de EMEP (2016). 16 | 16 |
| Figura 9. Emisiones relativas de NH ₃ en función de la ratio de excreción de nitrógeno entre orina y heces. 17 | 17 |
| Figura 10. Reacciones que conducen a la formación de metano y grupos de microorganismos implicados..... 17 | 17 |
| Figura 11. Balance de energía y fuentes de CH ₄ 18 | 18 |
| Figura 12. Evolución de las emisiones de CH ₄ en el tiempo (expresado como el porcentaje de las emisiones ocurridas en un día respecto a las emisiones totales) en 71 muestras de purines procedentes de granjas comerciales de España. 20 | 20 |
| Figura 13. Factores de conversión de metano para el porcino en función del sistema de almacenamiento y la temperatura. 20 | 20 |
| Figura 14. Resumen de las reacciones de nitrificación (verde) y desnitrificación (azul) que conducen a la emisión de óxido nitroso. 21 | 21 |
| Figura 15. Evolución de las emisiones totales de NH ₃ en España y comparación con el actual límite de emisión (directiva de 2001) y con los límites establecidos entre 2020 y 2030. 23 | 23 |
| Figura 16. Medición de emisiones en granja mediante balance de masas. 28 | 28 |
| Figura 17. Evolución de la concentración de NH ₃ en el ensayo realizado en otoño-invierno (2018-S2)..... 36 | 36 |

| | |
|---|----|
| Figura 18. Evolución de la emisión de NH ₃ en el ensayo realizado en otoño-invierno (2018-S2). | 36 |
| Figura 19. Evolución de la concentración de NH ₃ en el ensayo realizado en primavera verano (2019-S1). | 37 |
| Figura 20. Evolución de la emisiones de NH ₃ en el ensayo realizado en primavera-verano (2019-S1). | 38 |
| Figura 21. Las medidas de reducción de emisiones deben ser coordinadas en las distintas etapas de la gestión del purín, empezando por la propia eficiencia en el uso del pienso por parte del animal. | 39 |
| Figura 22. Mecanismo por el que las mejoras relacionadas con la eficiencia del animal reducen las emisiones de gases nitrogenados. | 40 |
| Figura 23. Evolución de índices productivos en porcino entre 2010 y 2014. Izquierda, número de lechones destetados por cerda y año; derecha, índice de conversión durante el engorde.... | 41 |
| Figura 24. Evolución de la eficiencia (porcentaje de N retenido) y N excretado por plaza. Valores medios de la producción porcina en España | 41 |
| Figura 25. Ilustración esquemática de la concentración de proteína bruta (PB) requerida por los cerdos y la concentración real en piensos suministrados en una fase o en tres fases. | 42 |
| Figura 26. Mecanismo por el que las mejoras relacionadas con el diseño de los alojamientos reducen las emisiones de amoniaco. | 45 |
| Figura 27. Perfiles de suelos enrejillados de sección trapezoidal. Los perfiles <i>a</i> , <i>b</i> y <i>c</i> reducirían parcialmente las emisiones de la rejilla, mientras que los perfiles curvos (<i>d</i>) no lo harían de forma relevante. | 46 |
| Figura 28. Suelo en V con desagüe frecuente del purín | 47 |
| Figura 29. Mecanismo por el que la limpieza general de los alojamientos y la retirada frecuente del purín reducen las emisiones de amoniaco | 48 |
| Figura 30. Mecanismo de acción de distintos aditivos en cuanto a la reducción de emisiones de amoniaco | 49 |
| Figura 31. Acidificación de purines en alojamiento (arriba a la izquierda), en almacenamiento de purín (arriba a la derecha) y en la aplicación al campo (abajo). | 50 |
| Figura 32. Lugar de acción de los lavadores de aire en la cadena de reacciones de emisión de NH ₃ | 51 |
| Figura 33. Esquema simplificado de un lavador de aire ácido con circulación contra corriente. En rojo se indican los parámetros de medida y control. | 52 |
| Figura 34. Alternativas de aplicación de purín al campo. Izquierda: aplicación en abanico sin enterrado; centro: aplicación localizada en superficies (sobre líneas o entre líneas), y derecha: inyección superficial o profunda. | 60 |

