

Biogás y gestión de deyecciones ganaderas

Xavier Flotats Ripoll

Universidad Politécnica de Cataluña, UPC-BarcelonaTECH

1. Introducción

En los estudios de potenciales de producción de biogás y biometano casi siempre aparece el sector ganadero como aquel con mayor potencial, a pesar de que las deyecciones presentan unas producciones relativamente bajas de metano en comparación con otros subproductos o residuos orgánicos. Por ello, es conveniente la mezcla, la codigestión, con residuos de la industria alimentaria, a los que a la vez las deyecciones aportan alcalinidad y nutrientes para la estabilidad del proceso de digestión anaerobia. A su vez, el ahorro de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por unidad de energía fósil sustituida por el biogás puede superar el 200% para deyecciones, por lo cual también es conveniente la mezcla con subproductos orgánicos con menores ahorros, para proyectos que pretendan un ahorro sustancial de emisiones y una contribución a una gestión integral e integrada de residuos orgánicos.

Todo ello implica un cambio en los sistemas de manejo de purines y estiércoles, cuyo tiempo de almacén previo a la digestión ha de ser el mínimo posible, para evitar la emisión de metano a la atmosfera. Estos cambios han de permitir una mejora en la gestión de las deyecciones, para reducir la contaminación de las aguas por nitratos y la emisión de GEI y de amoníaco por parte del sector ganadero, y para mejorar la eficiencia de la fertilización, con los productos obtenidos del procesado de los digeridos, con reducción del consumo de fertilizantes minerales.

La digestión anaerobia se configura como un proceso clave en cualquier estrategia sostenible de gestión de deyecciones ganaderas, solas o en codigestión con otros subproductos orgánicos. Los proyectos se deben diseñar en el marco de un plan de gestión de nutrientes para dar respuesta a los retos ambientales que el sector ganadero tiene planteados.

2. La digestión anaerobia

La digestión anaerobia consiste en un conjunto de procesos microbiológicos, en ausencia de oxígeno, mediante los cuales se descompone la materia orgánica biodegradable para dar lugar a biogás, un gas combustible constituido principalmente por CH_4 y CO_2 , con un contenido en CH_4 entre el 55% y el 75% en volumen, y pequeñas concentraciones de otros gases. La Figura 1 muestra un esquema de las principales reacciones que tienen lugar durante la digestión anaerobia, las poblaciones de microorganismos que las catalizan y una aproximación a la distribución de la DQO (demanda química de oxígeno) a lo largo del proceso.

Dado que el proceso tiene lugar en ausencia de oxígeno, la DQO es conservativa, esto es, la DQO del sustrato inicial es la suma de la DQO de los productos, biogás y digerido (o digestato). Esta propiedad permite el balance de DQO de digestores a cualquier escala para caracterizar la eficiencia en la producción de CH_4 . La biodegradabilidad anaerobia se define como la fracción de la DQO de un sustrato que se transforma en CH_4 ($0,35 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg DQO}$), ácidos grasos volátiles (AGV) y microorganismos, en condiciones ideales de laboratorio.

Los equilibrios químicos relevantes que afectan a la dinámica de la digestión anaerobia también se muestran en la Figura 1. Es especialmente relevante para el desarrollo del proceso el equilibrio CO_2 -bicarbonato, para mantener el pH alrededor de 7, debido a que el crecimiento óptimo de los microorganismos se encuentra en un intervalo alrededor de pH neutro.

Para hacer posible algunas reacciones es necesaria la asociación entre arqueas metanogénicas hidrogenófilas, responsables del paso de H_2 a CH_4 , y acetogénicas, responsables del paso de ácidos grasos a ácido acético e hidrógeno, ya que estas últimas requieren una muy baja presión parcial de H_2 . A diferencia de los microorganismos aerobios, los anaerobios utilizan poca energía de la que tienen disponible, tienen una baja velocidad de crecimiento y utilizan poco material orgánico para construir su masa celular. Esto presenta la ventaja de dejar la energía disponible del sustrato en forma de CH_4 y que los microorganismos representen una fracción muy pequeña de la materia orgánica residual. En el caso de la depuración anaerobia de aguas residuales, esto significa que se produce menos lodo residual que en plantas depuradoras aerobias.

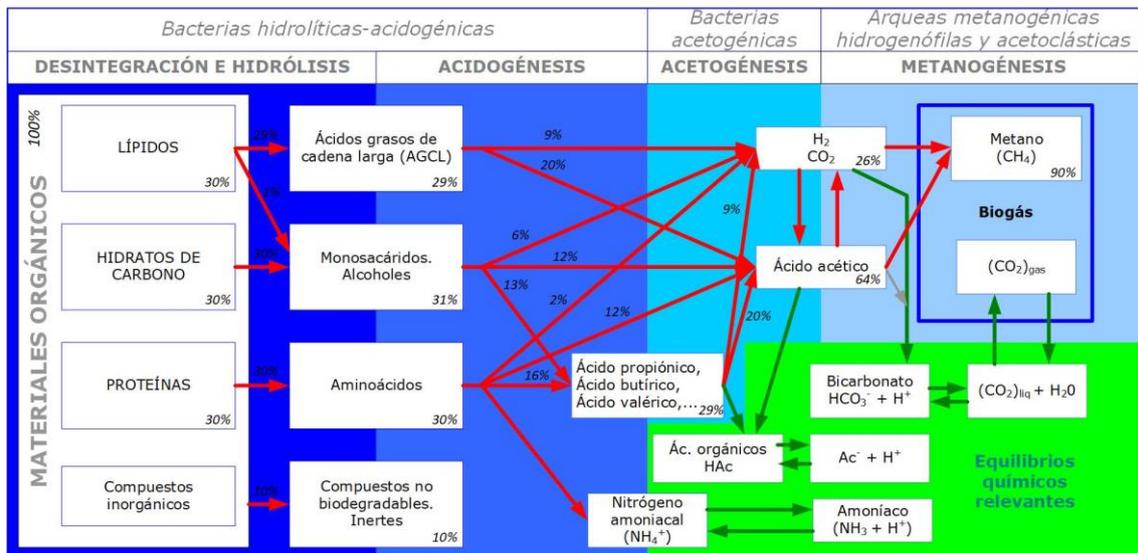


Figura 1. Fases de la digestión anaerobia y poblaciones de microorganismos implicados. Los porcentajes indican la distribución del flujo de DQO de la digestión de materia orgánica, si está formada por un 10% de compuestos no biodegradables y un 90% de hidratos de carbono, proteínas y lípidos, a partes iguales. Elaboración propia a partir de datos de Batstone *et al.* (2002).

Para residuos con alto contenido en proteína, susceptibles de producir una elevada concentración de NH_3 , inhibidor de los microorganismos acetoclásticos, responsables del paso de ácido acético a CH_4 , es relevante la asociación entre arqueas hidrogenófilas y microorganismos capaces de oxidar el acético a H_2 y CO_2 (microorganismos SAO, *syntrophic acetate oxidizers*), cuyo crecimiento es menos sensible al NH_3 . Estas últimas bacterias presentan un tiempo de duplicación muy elevado y, por tanto, los digestores capaces de favorecer su presencia deben tener un elevado tiempo de retención de biomasa celular, usualmente más de 50 días. En general, la velocidad del proceso está limitada por la velocidad de la etapa más lenta, la cual depende de la composición de cada sustrato. Para sustratos solubles, la fase limitante suele ser la metanogénesis, y la estrategia para aumentar la velocidad consiste en adoptar diseños que permitan una elevada concentración de microorganismos acetogénicos y metanogénicos en el reactor, para conseguir elevados tiempos de retención celular o de sólidos (TRS) y bajos tiempos de retención hidráulica (TRH, cociente entre el volumen del digestor y el caudal), del orden de horas o unos pocos días. Para residuos en los que la materia orgánica está en forma de partículas, las etapas limitantes son la desintegración y la hidrólisis, procesos enzimáticos cuya velocidad depende de la superficie de las partículas. Usualmente, esta limitación obliga a tiempos de proceso del orden de semanas, si no se adopta un pretratamiento.

Para purines de cerdo se han medido biodegradabilidades des del 32% hasta el 70%, o producciones de biogás desde $5 \text{ Nm}^3/\text{t}$ hasta $18,1 \text{ Nm}^3/\text{t}$. Esta gran diferencia en el rendimiento es debida básicamente al tiempo de almacén previo a la digestión, obteniéndose los valores más bajos cuando durante el almacén el CH_4 ya se ha emitido a la atmósfera, contribuyendo a la

emisión de GEI. Por ello, deben retirarse las deyecciones de las naves y proceder a su digestión anaerobia a la mayor brevedad posible. Respecto a sólidos volátiles (SV) entrados a digestión, IPCC (2019) propone para Europa Occidental los siguientes valores de potencial máximo de producción de metano, o de emisión a la atmosfera, que se reducen según el método de gestión: 0,45 Nm³ CH₄/kg SV (cerdos), 0,24 Nm³ CH₄/kg SV (vaca lechera), 0,18 Nm³ CH₄/kg SV (bovino carne), 0,39 Nm³ CH₄/kg SV (avícola huevos) y 0,36 Nm³ CH₄/kg SV (avícola carne).

Una instalación consta como mínimo de los sistemas que se ilustran en la Figura 2, con un grado de complejidad que depende de los objetivos que se deseen cumplir. El núcleo de una instalación es el digestor, para el que puede haber diferentes diseños. El más simple es el de laguna anaerobia cubierta (ver Figura 3a), en el que es conveniente añadir un sistema de recirculación de biogás a presión a su base para evitar la acumulación de sólidos sedimentados. Este es un sistema de baja inversión que permite recuperar el biogás que se produciría en la laguna y aprovecharlo para usos energéticos en la explotación. El rendimiento mejora si se puede controlar la temperatura mediante, por ejemplo, el calor residual de la producción eléctrica; en caso contrario, la producción de biogás varía a lo largo del año en función de la temperatura ambiente.

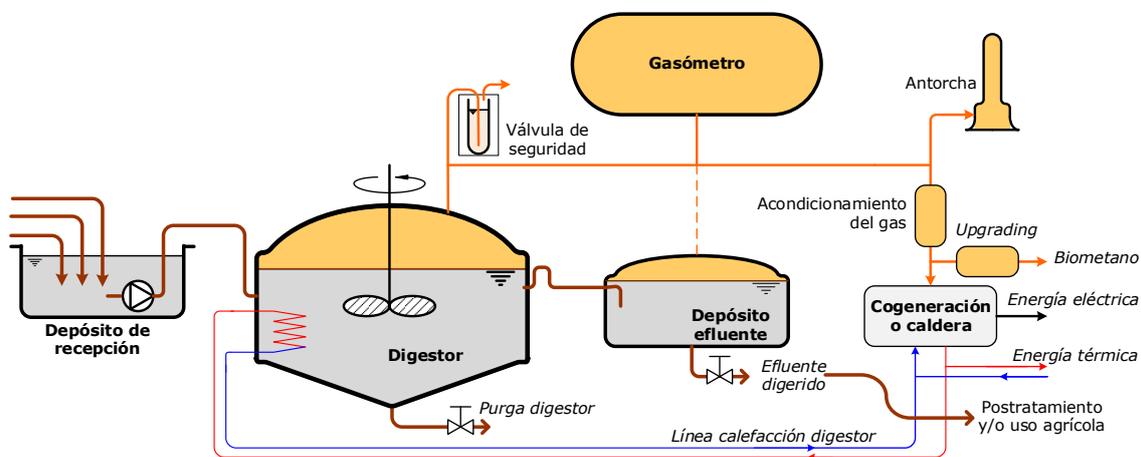


Figura 2. Esquema general de una planta de digestión anaerobia.

El diseño más habitual es el reactor de mezcla completa (ver Figura 3b), en el que se mantiene una temperatura controlada, en el rango psicrófilo (temperatura ambiente), mesófilo (35-37°C) o termófilo (53-55 °C), y donde un sistema de agitación asegura la homogeneidad. El tiempo de retención puede estar alrededor de 20-30 días para deyecciones, pero la necesidad de codigestión aconseja que este tiempo esté alrededor de los 50-60 días.



Figura 3. Digestores usuales en el sector ganadero: A) laguna anaerobia cubierta con recuperación del gas (gentileza de Agrícola AASA, Chile); B) reactor anaerobio de mezcla completa con codigestión en una granja de cerdos (gentileza de Ecobiogas, Vila-sana, Lleida).

La codigestión consiste en la digestión anaerobia conjunta de dos o más sustratos, con el fin de conseguir la producción mínima de biogás y energética que asegure la rentabilidad de la inversión. La baja productividad en biogás de los purines de cerdo aconseja su mezcla con residuos de la industria alimentaria que permita producciones mínimas de 50-60 m³ biogás/t. Esto implica que el ganadero disponga de permisos administrativos como gestor de residuos. Las deyecciones aportan a la codigestión alcalinidad, para mantener un pH estable, y nutrientes para el crecimiento de los microorganismos (Campos-Pozuelo, 2001).

El biogás puede utilizarse para calefacción, mediante caldera, producción eléctrica y térmica, mediante cogeneración, o bien como combustible para vehículos. Cada uno de estos usos requiere un sistema apropiado de tratamiento del biogás, ya sea para eliminar impurezas (acondicionamiento) o para enriquecer el contenido del gas en CH₄ (*upgrading*), en cuyo caso puede optarse por su inyección a la red de gas natural (Feliu y Flotats, 2019).

3. Retos ambientales de la producción ganadera

Hasta hace pocos años, la legislación que ha tenido más peso en la toma de decisiones sobre la gestión de deyecciones ha sido la debida a la aplicación de la Directiva Nitratos (1991), relativa al control de la contaminación de las aguas por nitratos derivados de la actividad agraria. Con la legislación relativa al control de las emisiones gaseosas, especialmente amoníaco (NH₃) y gases de efecto invernadero (metano CH₄ y óxido nitroso N₂O), se incrementa la presión al sector ganadero para mejorar la calidad ambiental de sus explotaciones y de sus procesos productivos.

Las emisiones de GEI del sector ganadero son el 5,8% del total mundial de emisiones, mientras que al sector de la energía le corresponde el 73,2%, incluido el 1,7% de consumo de energía en la actividad agropecuaria y pesquera, con datos del año 2016. Emisiones relativamente bajas pero susceptibles todavía de reducirse con mejoras en las dietas y en las prácticas de gestión de purines y estiércoles. No tan relativamente bajas son las emisiones de amoníaco, que en el sector agrícola de la UE en 2015 fueron de 3,75 Mt, un 94% de las emisiones totales de este gas, de las cuales un 67% aproximadamente debidas a la gestión de las deyecciones y el resto procedente de suelos agrícolas. Aparte del interés de reducir las emisiones de NH₃ para no perder su valor fertilizante, el amoníaco fue contemplado en 2010 por la Agencia Europea del Medio Ambiente como una de las cuatro emisiones gaseosas más tóxicas que se deben reducir. En la Figura 4 se muestra una simplificación del ciclo del nitrógeno (N) relativo a la producción y consumo de carne en Europa, con el objetivo de aproximación a la importancia relativa del balance de este nutriente.

El uso de fertilizantes nitrogenados de síntesis (nitrato amónico, urea,...) es del orden del 45%, mientras que los subproductos orgánicos y las deyecciones ganaderas suponen un 40% (relación 53/47) de las entradas de N al sistema agrícola europeo; el resto corresponde a fijación biológica de nitrógeno por leguminosas, deposición atmosférica y otras entradas en forma de material vegetal de siembra. Los fertilizantes nitrogenados de síntesis se producen a partir de N₂ atmosférico y gas natural mediante el proceso Haber-Bosch. El consumo de fertilizantes nitrogenados minerales fue de 10,2 Mt N en 2018 en Europa; su producción y posterior distribución supone una emisión estimada de GEI de 4,57 kg CO₂ eq/kg N (Giuntoli *et al.*, 2017). La eficiencia media global de la fertilización nitrogenada en la UE se sitúa en torno al 60%, el resto se pierde por volatilización, lixiviación y escorrentía. Estas pérdidas se traducen en graves problemas de contaminación de la atmósfera y aguas subterráneas o superficiales, y obliga a depender de los fertilizantes nitrogenados de síntesis.

Evitar las emisiones de NH₃ de las deyecciones implica reducir problemas sanitarios en los animales que lo respiran y aprovechar este nitrógeno para substituir fertilizantes de síntesis, con el consiguiente ahorro de emisiones GEI. Esta substitución presenta dificultades, debido a la mayor facilidad de manejo de los fertilizantes minerales, que permite la dosificación apropiada

cuando los cultivos lo requieren. Esto obliga a adoptar sistemas de transformación de las deyecciones. Por ejemplo, cuando se fertiliza con 60 kg de N aportados por purines de cerdo, con una concentración de 3 kg N/m³, se deben transportar 20 m³ de purines (20 toneladas aprox.), mientras que utilizando urea (CO(NH₂)₂) sólo hay que transportar 130 kg.

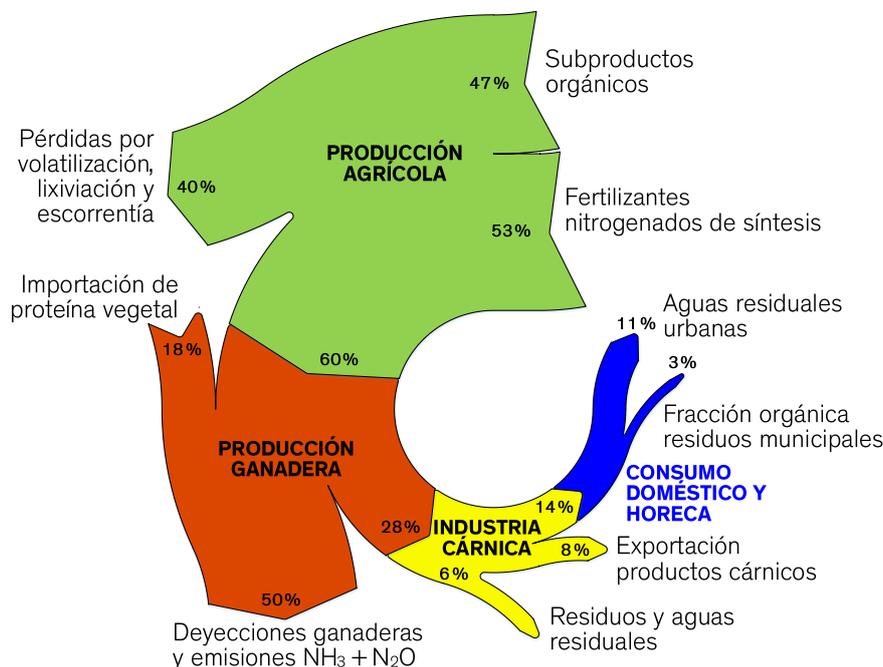


Figura 4. Aproximación simplificada al ciclo del nitrógeno relativo a la producción y consumo de carne en la Unión Europea (Flotats, 2021).

Al final del ciclo de vida de las proteínas, todo el nitrógeno de estas, en forma orgánica o amoniacal, se encuentra en las deyecciones ganaderas, en los residuos orgánicos, domésticos y de la industria alimentaria, en las aguas residuales, en las aguas continentales en forma de nitratos, y en la atmosfera en forma de NH₃, N₂O y N₂. Sólo la parte de los subproductos orgánicos residuales que se recicla como fertilizantes puede contribuir a la sostenibilidad del sistema. El fósforo (P) tiene un comportamiento parecido, con el agravante que es un recurso fósil con reservas limitadas y que no se puede producir de forma artificial como el amoníaco.

En caso que se llegara a una recuperación significativa de recursos de las deyecciones, de los residuos orgánicos y de las aguas residuales, todavía sería necesario mejorar las eficiencias de la fertilización con estos productos, a través de prácticas de agricultura de precisión. Ya no sirve aplicar purines y estiércoles al campo para suponer que se reciclan los nutrientes, debe fertilizarse con deyecciones, modificando sus características y dosificando cómo y cuándo la eficiencia de la fertilización sea máxima. La normativa al respecto debería obligar a actuar para conseguir unas altas cotas de eficiencia en la fertilización con deyecciones, lo cual implica modificar prácticas de manejo en granja y procesarlas para obtener productos que permitan el máximo aprovechamiento de todo su potencial fertilizante.

4. El rol de la digestión anaerobia

Aparte de producir biogás para su uso energético, la digestión anaerobia presenta otras ventajas, especialmente para deyecciones ganaderas:

- Mejora la calidad fertilizante, ya que mineraliza los nutrientes y reduce el tamaño de partícula y la viscosidad, lo que favorece la infiltración en el suelo agrícola.
- Reduce las emisiones de malos olores, ya que parte de los compuestos orgánicos volátiles se han transformado en biogás.

- Inactiva huevos y larvas de insectos, semillas de malas hierbas y parásitos animales.
- Reduce las emisiones de GEI.
- Favorece la eficiencia de procesos posteriores de recuperación de nutrientes.

Las ventajas anteriores pueden justificar la adopción del proceso, pero lo usual es que la justificación económica dependa de los costes energéticos de la granja, en caso de autoconsumo, o de los precios de la energía o fertilizantes, si permiten ingresos por su venta.

4.1. Reducción de gases de efecto invernadero (GEI)

Se referencian usualmente valores de emisión de GEI negativos por unidad de energía útil producida a partir de biogás, especialmente de deyecciones ganaderas, lo cual es debido a que se evita la emisión de CH₄ a la atmosfera durante el almacén previo a su aplicación agrícola y se ahorran las emisiones GEI del combustible fósil sustituido. Esto se ilustra en la Figura 5, para la digestión de deyecciones ganaderas, ensilado de maíz y residuos orgánicos, con el objetivo de *upgrading* de biogás, inyección en la red de gas y posterior uso como combustible de vehículos.

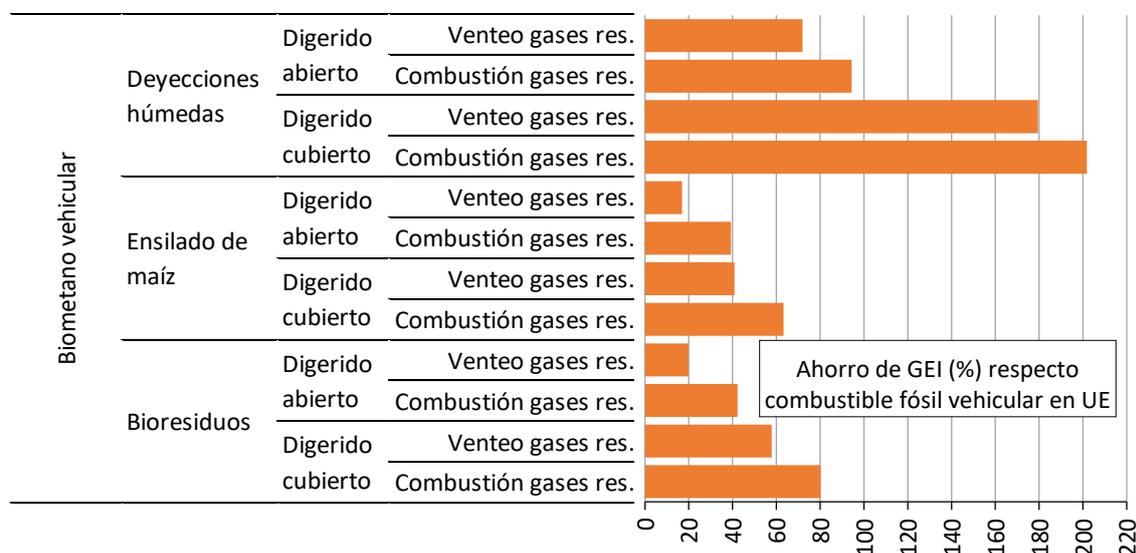


Figura 5. Ahorro de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) respecto del mix de combustible fósil vehicular en la Unión Europea (338,4 g CO₂ eq/kWh), añadiendo 16,6 g CO₂ eq/kWh para la compresión y posterior uso vehicular de biometano previamente inyectado en la red de gas. Elaboración de Feliu y Flotats (2019) a partir de las emisiones por defecto de Guintoli *et al.* (2017).

La Directiva Europea UE-2018/2001, relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables, adopta como referencia los datos de Guintoli *et al.* (2017) e indica que los ahorros de GEI respecto de combustibles fósiles han de ser superiores al 80% para instalaciones nuevas a partir de 2021 y del 85% a partir de 2026 para poder acceder a fondos públicos. En la Figura 5 se comprueba que sólo las deyecciones ganaderas pueden aportar ahorros superiores al 80%, debido principalmente a las emisiones evitadas con el cambio en su método de gestión. Por ello, la propia Directiva propone la codigestión de residuos orgánicos o cultivos energéticos con deyecciones. Los datos de la Figura 5 son resultado de adoptar unas hipótesis determinadas, y cada proyecto ha de evaluar las emisiones para su situación concreta.

4.2. Mejora de los procesos de recuperación de nutrientes

Las estrategias tecnológicas conducentes a la recuperación de nitrógeno y fósforo, concentrándolos para su posterior transporte a largas distancias o su venta como fertilizantes minerales, se ven favorecidas por la digestión anaerobia previa debido a la mineralización (Flotats *et al.*, 2012). La clave de estas estrategias es conseguir un producto de las deyecciones que permita su exportación y valorización económica (Foged *et al.*, 2012).

La estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) es poco soluble en agua y es considerada un fertilizante mineral de liberación lenta, con valor económico en el mercado de los fertilizantes. La digestión anaerobia previa presenta las ventajas de mineralización, aumentando la concentración de iones amonio y fosfato, y de reducción del contenido de materia orgánica, posibilitando la obtención de cristales de estruvita más grandes (Cerrillo *et al.*, 2015). El magnesio se encuentra usualmente en bajas concentraciones, de forma que es necesaria la adición de $Mg(OH)_2$ o MgO .

El objetivo del proceso de recuperación de amonio mediante *stripping* y absorción es obtener un producto de calidad susceptible de ser valorizado en la industria de los fertilizantes minerales, u otros usos industriales. La contaminación por materia orgánica, volatilizada y arrastrada junto con el amoníaco, es el principal limitante. Bonmatí y Flotats (2003a) comprobaron que mientras el contenido de materia orgánica del producto obtenido de purines frescos no permitió la cristalización, los cristales de sulfato amónico obtenidos de purines digeridos no mostraban contaminación que recordara su origen (Figura 6).

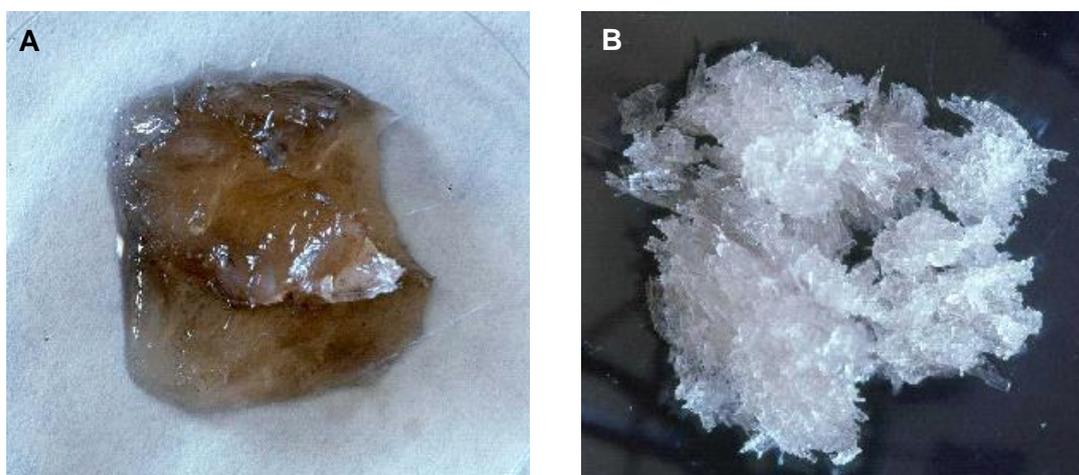


Figura 6. Cristales de sulfato amónico obtenidos mediante *stripping* y absorción de: A) purines de cerdo frescos; B) purines de cerdo digeridos (Bonmatí y Flotats, 2003a).

Las membranas hidrofóbicas permeables a gases permiten la transferencia de amoníaco de un medio rico en amonio (digerido) a una solución ácida absorbente. También pueden utilizarse para la extracción en continuo durante la digestión anaerobia, con la ventaja de reducir el efecto inhibitorio del amonio (González-García *et al.*, 2021).

El objetivo de la concentración térmica por evaporación al vacío es la separación del contenido de agua por evaporación, para obtener un producto concentrado que mantenga la carga inicial de nutrientes para su posterior transporte y valorización. Para concentrar el amonio y evitar la contaminación de los condensados con compuestos orgánicos, o con amonio, la evaporación se opera a pH ácido, a temperatura moderada (50 – 70 °C) y en depresión, y se elimina previamente la materia orgánica volátil. Bonmatí y Flotats (2003b) comprobaron que la eliminación de materia orgánica mediante un proceso previo de digestión anaerobia, y un ajuste a pH ácido de la fracción líquida del digerido, permitía una reducción de los requerimientos de ácido para reducir el pH y una reducción muy significativa de la DQO de los condensados de la evaporación (Figura 7). En un análisis sobre la aplicación del proceso a escala industrial en una planta que daba servicio a unos 90 ganaderos, Palatsi *et al.* (2005) comprobaron que los rendimientos dependían de la logística de recogida y del tiempo de almacén previo de los purines en la granja.

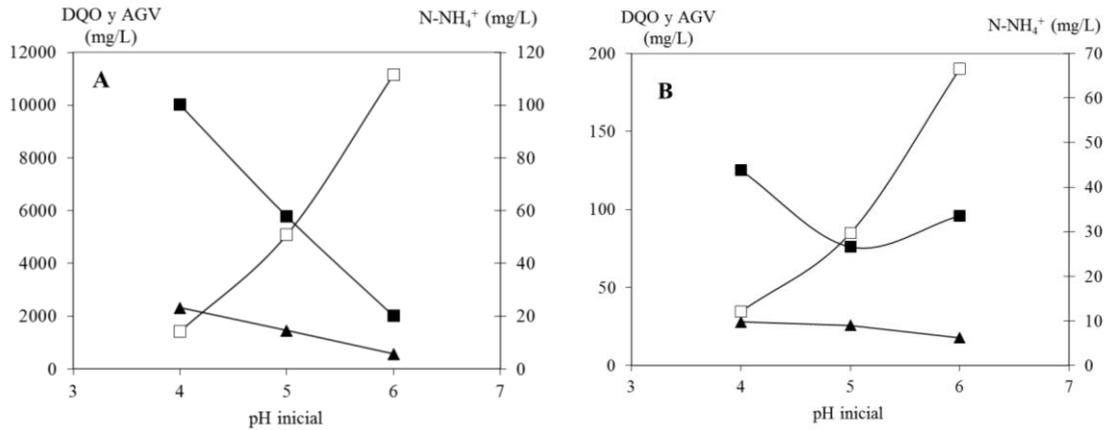


Figura 7. Concentraciones de DQO (■), ácidos grasos volátiles - AGV (▲) y nitrógeno amoniacal (□) en los condensados de evaporación al vacío a diferentes pH, para la fracción líquida de purines frescos (A) y de purines digeridos anaeróbicamente (B). Adaptado de Bonmatí y Flotats (2003b).

5. Costes económicos de la producción de biometano

En la Figura 8 se muestran intervalos de costes para diferentes capacidades de producción de biogás y tipo de sustrato (cultivos energéticos, deyecciones ganaderas y residuos orgánicos), estimados a partir de datos de diferentes autores. Las tres áreas sombreadas de cada intervalo se distribuyen proporcionalmente a la fracción de los costes correspondientes a producción de biogás, *upgrading* e inyección/distribución de biometano para el coste medio del intervalo.

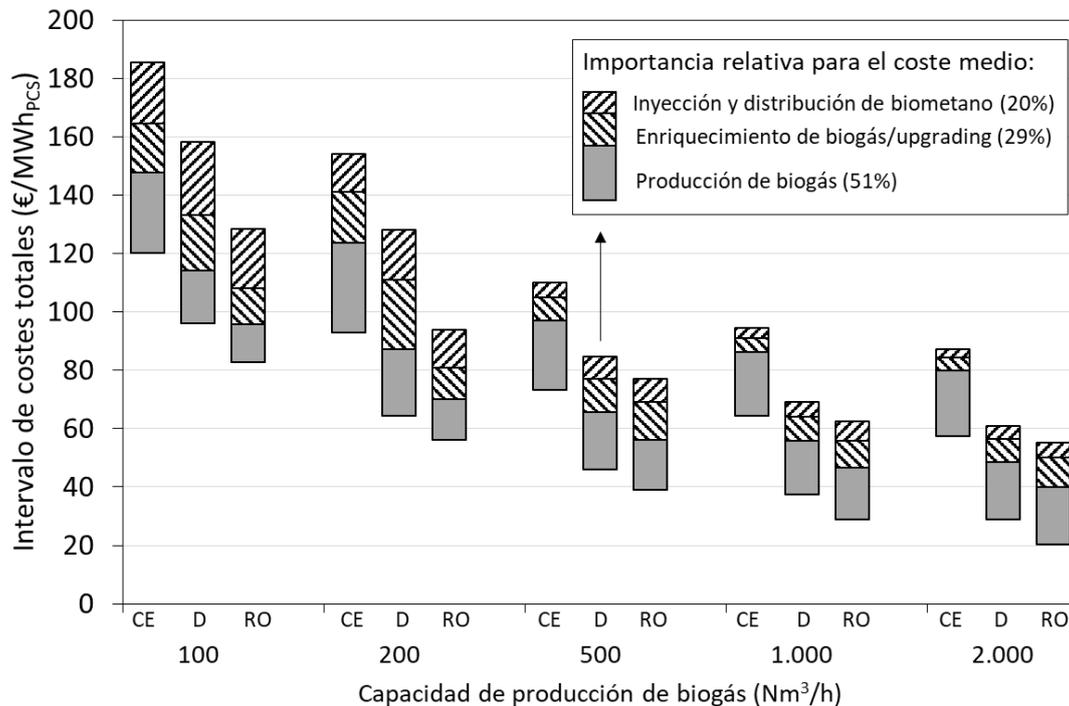


Figura 8. Intervalos de costes del biometano en la red de gas natural para cultivos energéticos (CE), deyecciones ganaderas (D) y residuo orgánico (RO) para los valores indicados de producción y tratamiento de biogás. Las áreas sombreadas indican la fracción de los costes correspondientes a producción de biogás, *upgrading* e inyección/distribución para el valor medio del intervalo (ejemplo numérico para D y 500 m³ biogás/h de capacidad). Elaborado por Flotats (2019) a partir de datos de diferentes fuentes.

Los costes de producción del biogás incluyen costes de inversión, operacionales, de aprovisionamiento del sustrato y consumo de energía auxiliar. Los costes del sustrato son usualmente más altos para cultivos energéticos que para deyecciones o residuos orgánicos, industriales o municipales. En el caso de residuos orgánicos, su uso puede ser un ingreso para la planta, pagado por el productor del residuo, pero la correspondiente gestión del digerido como fertilizante puede conllevar un apreciable coste si no hay suficiente demanda en el sector agrícola cercano. Consideraciones similares pueden darse para el digerido de deyecciones en áreas excedentarias en nutrientes, haciendo necesario caracterizar los datos de la Figura 8 con un grado elevado de incertidumbre para capacidades de producción superiores a 500 m³/h. En estas circunstancias debe evaluarse la conveniencia de adoptar una estrategia tecnológica de recuperación de nutrientes (Flotats *et al.*, 2012) para facilitar su concentración y exportación, con sus correspondientes costes adicionales, que deberían verse compensados con el beneficio que debería suponer solucionar un problema de gestión de deyecciones en zona excedentaria.

Para fines comparativos con posibles plantas de biogás produciendo energía eléctrica, 100 m³ biogás/h se correspondería con una potencia eléctrica de 231 kWe, y 500 m³ biogás/h se correspondería con 1,3 MWe, para un contenido del biogás del 65% de CH₄ y teniendo en cuenta las eficiencias eléctricas usuales de equipos de cogeneración dependiendo de su potencia.

6. Implantación

En el análisis sobre las políticas gubernamentales capaces de promover la implantación de la digestión anaerobia, realizado por Edwards *et al.* (2015), se destacan las relativas a la mitigación del cambio climático, la autosuficiencia energética, la gestión de residuos y el desarrollo regional o rural. Las diferentes políticas de los países europeos explican el destacado nivel de implantación desde hace años en algunos, mientras que en España el empuje es muy reciente, favorecido por la aprobación del plan RePowerEU de la Unión Europea en 2022.

En el sector ganadero se plantea la disyuntiva de si las plantas de biogás deben implantarse a nivel de granja o a nivel colectivo. A partir del análisis de casos de éxito en Cataluña, Flotats *et al.* (2009) concluyeron que en zonas de alta densidad ganadera es conveniente la gestión colectiva, que las plantas de tratamiento colectivo pueden ser una ayuda a la gestión y que, para su éxito, es imprescindible la implicación de los ganaderos y la existencia de un plan de gestión de nutrientes como herramienta básica para ordenar las actuaciones.

El plan de gestión de los nutrientes, o de las deyecciones, individual o colectivo, debe contemplar medidas de reducción en origen y el plan detallado de fertilización adaptado a cada cultivo, en el cual el tratamiento a escoger ha de ser una consecuencia y no un fin en sí mismo (Teira-Esmatges y Flotats, 2003). A pesar que pueda considerarse un documento burocrático, debería ser un plan estratégico de actuaciones para la valorización de las deyecciones como recurso

Las inversiones en plantas de biogás con procesos de recuperación de nutrientes pueden ser prohibitivas si no existe un marco estable de precios de la energía y un mercado que valore los productos obtenidos, en el marco de una economía circular. A pesar que coyunturalmente los precios de la energía puedan favorecer la implantación, son las políticas gubernamentales las que deben dar seguridad a la inversión y continuidad a la operación.

7. Referencias

1. Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H., Vavilin, V.A. (2002). Anaerobic digestion model no.1 (ADM1). Scientific and Technical Report No. 13. IWA Publishing, London.

2. Bonmatí, A., Flotats, X. (2003a). Air stripping of ammonia from pig slurry: characterization and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Management* 23, 261-272.
3. Bonmatí, A., Flotats, X. (2003b). Pig slurry concentration by vacuum evaporation: influence of previous mesophilic anaerobic digestion process. *Journal of the Air & Waste Management Association* 53, 21-31.
4. Campos-Pozuelo, E. (2001). Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria. Tesis doctoral, Universitat de Lleida.
5. Cerrillo, M., Palatsi, J., Comas, J., Vicens, J., Bonmatí, A. (2015). Struvite precipitation as a technology to be integrated in a manure anaerobic digestion treatment plant – removal efficiency, crystal characterization and agricultural assessment. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 90, 1135-1143.
6. Edwards, J., Othman, M., Burn, S. (2015). A review of policy drivers and barriers for the use of anaerobic digestion in Europe, the United States and Australia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 52, 815-828.
7. Feliu, A., Flotats, X. (2019). Los gases renovables. Un vector energético emergente. *Publicaciones de la Fundación Naturgy*, Vol. 34, 290 pp.
8. Flotats, X., Bonmatí, A., Fernández, B., Magrí, A. (2009). Manure treatment technologies: on-farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. *Bioresource Technology* 100, 5519–5526.
9. Flotats, X., Foged, H.L., Bonmati, A., Palatsi, J., Magrí, A., Schelde, K.M. (2012). Manure Processing Technologies. Technical Report No. II concerning “Manure Processing Activities in Europe” to the European Commission, Directorate-General Environment. Project reference: ENV.B.1/ETU/2010/0007, 184 pp. <http://hdl.handle.net/2117/18944>.
10. Flotats, X. (2019). Biogas: perspectives of an old technology. In: Bastidas-Oyanedel. J.R., Schmidt, J.E. (Eds.), *Biorefinery – Integrated Sustainable Processes for Biomass Conversion to Biomaterials, Biofuels, and Fertilizers*. Springer International Publishing AG, pp 313-349, ISBN: 978-3-030-10960-8.
11. Flotats, X. (2021). La necesidad de una gestión integral de los nutrientes. *RETEMA* 235, 120-125.
12. Foged, H.L., Flotats, X., Bonmati, A., Palatsi, J., Magrí, A. (2012). End and by-products from livestock manure processing - general types, chemical composition, fertilising quality and feasibility for marketing. Technical Report No. III concerning “Manure Processing Activities in Europe” to the European Commission, Directorate-General Environment. Project reference: ENV.B.1/ETU/2010/0007, 78 pp. <http://hdl.handle.net/2117/18945>.
13. Giuntoli, J., Agostini, A., Edwards, R., Marelli, L. (2017). Solid and gaseous bioenergy pathways: input values and GHG emissions. Calculated according to the methodology set in COM(2016) 767, Version 2. JRC Science and Policy Reports, European Commission, Report EUR 27215.
14. González-García, I., Riaño, B., Molinuevo-Salces, B., Vanotti, M., García-González, M.C. (2021). Improved anaerobic digestion of swine manure by simultaneous ammonia recovery using gas-permeable membranes. *Water Research* 190, 116789.
15. IPCC (2019). Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Chapter 10 of Volume 4: Emissions from Livestock and Manure Management.
16. Palatsi, J., Campos-Pozuelo, E., Torres, M., Porrás, S., Flotats, X. (2005). Full-scale combination of anaerobic digestion and concentration by evaporation in Garrigues (Lleida, Spain): evaluation after 2 years of operation. In: Bernal, M.P., Moral, R., Clemente, R., Paredes, C. (Eds.), *Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety*, Volume II, pp 155-158, ISBN: 84-689-0828-2.
17. Teira-Esmatges, M.R., Flotats, X. (2003). A method for livestock waste management planning in NE Spain. *Waste Management* 23, 917-932.