



Facultad de Veterinaria
Universidad Zaragoza



Trabajo Fin de Grado en ▼

Ciencia y Tecnología de los alimentos

Aprovechamiento energético de residuos de la industria alimentaria mediante fermentación. Revisión bibliográfica.

Energy use of waste from the food industry through fermentation. Bibliographic review.

Autor/es

Marta Arróniz Cuesta.

Director/es

Antonio Monzón Bescós y Eva Romeo Salazar.

Facultad de Veterinaria

2023

ÍNDICE

1. RESUMEN/ ABSTRACT	1
2. INTRODUCCIÓN.....	2
3. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS.....	4
4. METODOLOGÍA	4
5. RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	6
5.1 FUNDAMENTOS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA O BIOMETANIZACIÓN	6
5.1.1. <i>CONCEPTO Y FASES</i>	6
5.1.2 <i>PARÁMETROS DE CONTROL AMBIENTALES Y OPERACIONALES</i>	9
5.1.3 <i>TIPOS DE BIOMASA EN FUNCIÓN DEL SECTOR DE ACTIVIDAD DE LA QUE PROCEDE Y SU CARACTERIZACIÓN.....</i>	17
5.1.4 <i>LA CODIGESTIÓN.....</i>	22
5.1.5 <i>PRETRATAMIENTOS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS</i>	23
5.1.6 <i>ADICIÓN DE NANOPARTÍCULAS</i>	27
5.1.7 <i>LA FERMENTACIÓN OSCURA.....</i>	28
5.2 EL BIOGÁS Y SUS APLICACIONES.....	29
5.3 DISTRIBUCIÓN DEL POTENCIAL DISPONIBLE PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOMETANO EN ESPAÑA.....	31
6. CONCLUSIONES/ CONCLUSIONS.....	34
7. VALORACIÓN PERSONAL	36
8. BIBLIOGRAFÍA	36

1. RESUMEN/ ABSTRACT

En la actualidad, los combustibles fósiles son los mayores productores de energía, sin embargo, empieza a ver una preocupación por estos recursos ya que son limitados y muy contaminantes para el planeta. Por ello, se buscan alternativas basadas en recursos naturales renovables.

El presente trabajo, es el resultado de una minuciosa revisión bibliográfica acerca de las energías renovables, concretamente en lo referente a la producción de biogás y biometano a partir de la biomasa por medio de la digestión anaerobia.

Se han analizado los fundamentos de la digestión anaerobia, las distintas biomásas susceptibles de tratamiento por este método, así como, los pretratamientos y la posible adición de nanopartículas para la mejora de la producción de biogás.

Por otra parte, se han analizado los beneficios de la codigestión y de la denominada fermentación oscura (“DARK FERMENTATION”) como métodos alternativos de obtener biohidrógeno y biogás.

Por último, se ha hecho una recopilación del potencial de producción de biogás existente en España.

ABSTRACT

Nowadays, fossil fuels are the largest producers of energy, however, there is a growing concern about these resources as they are limited and highly polluting for the planet. For this reason, alternatives based on renewable natural resources are being sought.

This work is the result of a thorough bibliographical review of renewable energies, specifically with regard to the production of biogas and biomethane from biomass by means of anaerobic digestion.

The fundamentals of anaerobic digestion, the different biomass susceptible to treatment by this method, as well as pre-treatments and the possible addition of nanoparticles to improve biogas production have been analyzed.

On the other hand, the benefits of codigestion and the so-called “DARK FERMENTATION” as alternative methods of obtaining biohydrogen and biogas have been analysed.

Finally, a compilation of the existing biogas production potential in Spain has been made.

2. INTRODUCCIÓN

Actualmente, la actividad económica lleva asociada en muchos casos la producción de cantidades importantes de desechos orgánicos incluyendo residuos forestales biodegradables, fracción orgánica de los residuos domésticos, lodos de depuración de aguas residuales, residuos orgánicos provenientes de la industria alimentaria, estiércol y purines, restos agrícolas y cultivos energéticos, cuya gestión y tratamiento se ha convertido en un problema de importancia crucial, impactando negativamente en el medio ambiente al emitir gases de efecto invernadero a la atmósfera y provocando la contaminación de las aguas. Con esta situación, un proceso biológico, como la digestión anaerobia (DA), juega un papel fundamental en la gestión de los residuos al convertirlos en un recurso valioso y promover de esta forma la economía sostenible y circular (apoyada por la Unión Europea con el Plan de Acción para la Economía Circular (COM (2020) 98 final)). Por una parte, evita que las emisiones de metano, que se producen por la descomposición de la materia orgánica, se liberen a la atmósfera. Por otra, el biogás producido y el biometano (forma purificada del biogás) sustituyen a los combustibles fósiles como fuentes de energía renovables reduciendo los gases de efecto invernadero (GEI). Por último, el uso del digestato, obtenido en el proceso DA, como biofertilizante, ayuda a devolver el carbono orgánico al suelo y reduce el uso de fertilizantes minerales, cuya producción es intensiva en carbono. Claramente, además, es una tecnología que apoya dos de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030 adoptados en Asamblea General en 2015 por la ONU, el ODS7 (Energía asequible y no contaminante) y el ODS13 (Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos).

El último informe científico del Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) de Naciones Unidas, el número 6 (febrero 2022), indica que las emisiones de GEI deben reducirse en un 43% en 2030 respecto de las de 2019. Esto es fundamental para cumplir el objetivo del Acuerdo de París de limitar el aumento de la temperatura a 1,5 grados centígrados para finales de este siglo y evitar los peores efectos del cambio climático. La energía produce alrededor del 60% de todas las emisiones mundiales de GEI. En la Conferencia de las Partes de cambio climático de Naciones Unidas en Sharm el-Sheikh, Egipto (COP 27) la Unión Europea (UE) desempeñó un papel clave en la lucha por la reducción de las emisiones de GEI y se comprometió a reducir las emisiones del año 2030 en -57% respecto a 1990, frente al -55% que señala la Ley de Cambio Climático europea de Julio de 2021.

La Unión Europea (UE) es uno de los líderes mundiales en la acción climática, por ello, ha aprobado una serie de directivas para promover el uso de fuentes renovables, como la Directiva (UE) 2018/2001, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 11 de diciembre de 2018, relativa al

fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables (DER II), donde reconoce a la DA y al biogás su papel tanto en aplicaciones eléctricas como térmicas, y en el transporte (establece objetivos de penetración de renovables en el transporte). Asimismo, aprobó el Pacto Verde Europeo (European Green Deal, COM (2019), un paquete de iniciativas políticas cuyo objetivo es realizar una transición ecológica, incluyendo al biogás, al biometano y a otros gases renovables, como las opciones más interesantes para la descarbonización del transporte, el desarrollo de la economía circular y la integración de sistemas energéticos. También ha presentado «Fit for 55», que contiene propuestas legislativas para revisar todo el marco climático y energético de la UE 2030. Por último, como consecuencia del contexto sociopolítico que se está viviendo actualmente, la UE ha fijado recientemente como objetivo para 2030, impulsar la producción de biometano hasta los 35.000 millones de m³ dentro del plan REPowerEU en donde se pretende reducir, al menos, 155.000 millones de m³ de uso de gases fósiles, lo que equivale, concretamente, al volumen de gas natural importado de Rusia en 2021. Esto supone una capacidad adicional de 18.000 millones de m³ con respecto al objetivo establecido en el “Fit for 55” a 2030.

Para hacer real esta transición ecológica, la UE ha creado importantes instrumentos financieros que apoyan los proyectos de biogás, como Innovation Fundes, Horizon Europe, InnovFin Energy Demonstration Projects, Connecting Europe Facility (CEF), InvestEU, Fondo de Transición Justa y Next Generation EU.

En España, El Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030 (PNIEC 2021-2030) dedica su medida 1.8 al fomento de los gases renovables y las medidas 1.21. y 1.22 a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero en los sectores agrícola y ganadero y sobre reducción de emisiones en la gestión de los residuos. Durante el año 2022, España actualizó el marco normativo del biogás con la reciente publicación de la Hoja de Ruta del Biogás (guía de desarrollo del biogás y el biometano en España); la elaboración de las Garantías de Origen (un sistema de certificación de los gases renovables que tiene prevista su implantación en la primera mitad de 2023); y la publicación de las bases reguladoras para ayudas con cargo a los fondos europeos del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia.

En el último Informe Estadístico de la European Biogas Association (EBA), que analiza 19 países europeos, se constata un claro avance en cuanto al desarrollo de los mercados de biogás y biometano. Alemania, Francia, Reino Unido e Italia son los países que lideran la producción de biogás y biometano en Europa. Dinamarca es el país europeo con mayor porcentaje de

biometano inyectado a la red de gas, con el 29% y tiene como objetivo cubrir toda la demanda doméstica en 2035 (RETEMA, 2022).

España es el tercer país de la UE en cuanto a potencial de producción de biogás lo que constituye una gran oportunidad para posicionarse como uno de los países europeos referentes en el desarrollo del biometano.

3. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

La bioenergía está teniendo un papel fundamental para combatir los grandes problemas de nuestra sociedad. Factores como el aumento de la población mundial, el rápido agotamiento de muchos recursos naturales, la desigualdad en el acceso a los mismos, la dependencia energética exterior, el aumento de la presión sobre el medio ambiente y el cambio climático, hacen necesario un cambio radical de la manera de producir, consumir, transformar, almacenar, reciclar y eliminar los recursos biológicos. Estos objetivos se pueden alcanzar mediante el desarrollo óptimo de la Bioeconomía circular. Es por ello, por lo que, en este trabajo, nos vamos a centrar en los estudios realizados sobre la digestión anaerobia y el biogás, en la caracterización de los residuos y el potencial español.

El objetivo principal de este trabajo de fin de grado es realizar una revisión bibliográfica sobre el aprovechamiento de la biomasa mediante la digestión anaerobia.

En concreto, he planteado los siguientes objetivos específicos.

1. Explicar los procesos fermentativos anaeróbicos que se van a llevar a cabo para la transformación de la biomasa en bioenergía.
2. Definir las características de los distintos tipos de biomasa susceptibles de fermentación.
3. Analizar el potencial disponible para la producción de biometano en España.

4. METODOLOGÍA

Para la realización del trabajo se han consultado diferentes fuentes de información científica y de organismos oficiales.

Las bases de datos científicas que se han consultado han sido “Science Direct”, “ResearchGate” y “Google Scholar”. Las instituciones y los organismos oficiales cuyas páginas web se han consultado a nivel nacional han sido el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT), Plataforma Española de Biomasa (BIOPLAT), Asociación Española de Gas

(SEDIGAS), Asociación Española de Biogás (AEBIG), Instituto de Diversificación y Ahorro de Energía (IDAE) y a nivel internacional han sido European Biogas Association (EBA), International Energy Agency (IEA). Finalmente, se ha consultado artículos de la revista Retema.

Science Direct: es una base de datos de Elsevier la cual recopila publicaciones del ámbito de la ingeniería o física, las ciencias de la vida, ciencias sociales y ciencias de la salud. Hay libre acceso al resumen de los artículos y gracias a la suscripción con la Universidad de Zaragoza se puede descargar el documento completo. En “Science Direct” se puede hacer una búsqueda simple la cual consta de “Keywords”, “Author name”, “Journal/Book title”, “Volume”, “Issue” y “Pages”. También se puede realizar una búsqueda avanzada con la que se puede escoger el/los año(s) de publicación o el título concreto de la publicación. El método de búsqueda en “Science Direct” ha consistido en una búsqueda de términos relacionados con el tema de interés y posteriormente una lectura de varios artículos posicionados como relevantes según los resultados. De manera adicional, se ha navegado a través de los autores y artículos citados en los seleccionados y leídos anteriormente cuando se encontraba información relevante para el trabajo. Los términos buscados han sido: “digestión anaerobia (DA)”, “biogás”, “codigestión”, “pretratamientos en DA” “biomasa” “fermentación oscura” y “nanopartículas”. En aquellos casos donde no era posible acceder desde la base “Science Direct” al artículo citado y del cual se quería obtener información, se ha realizado la búsqueda de éste en “Google Scholar” o “ResearchGate”.

Google Scholar o Google Académico: es el buscador especializado de Google en documentos académicos. Contiene artículos, tesis, libros, patentes, documentos relativos a congresos y patentes. Esta plataforma ordena los resultados de búsqueda en función de su relevancia, mostrando los que más pueden interesar en las primeras opciones.

ResearchGate: es una red social y una herramienta de colaboración entre científicos. Permite realizar una búsqueda semántica de artículos de revistas científicas en su base de datos y tiene acceso libre a algunos de sus artículos.

Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT): es un Organismo Público de Investigación adscrito al Ministerio de Ciencia e Innovación, focalizado en los ámbitos de la energía y el medio ambiente y los campos tecnológicos relacionados con ambos.

Plataforma Española de Biomasa (BIOPLAT): Organización nacional sin ánimo de lucro en la que se fomenta el desarrollo sostenible de la biomasa y de la bioeconomía en España. Ha desarrollado el primer mapa de capacidades del sector español de la biomasa y la bioeconomía.

Asociación Española de Gas (SEDIGAS): es la asociación que reúne a las empresas del sector gasista español, comprometido con el cumplimiento de la Agenda 2030 de los ODS y los objetivos de energía y clima de la UE.

Asociación Española de Biogás (AEBIG): representa y defiende los intereses del sector de los gases renovables, fomentando la unión y colaboración de sus miembros en temas de interés común y actuando como punto focal con organismos públicos y privados tanto a nivel nacional como internacional.

Instituto de Diversificación y Ahorro de Energía (IDAE): es un organismo adscrito al MITECO. Contribuye a la consecución de los objetivos que tiene adquiridos nuestro país en materia de mejora de la eficiencia energética, energías renovables y otras tecnologías bajas en carbono.

European Biogas Association (EBA): está comprometida con la promoción activa del despliegue de la producción y el uso sostenibles de biogás y biometano en todo el continente. Anualmente elabora un informe estadístico sobre la situación del biogás en Europa.

International Energy Agency (IEA): ayuda a la cooperación en seguridad energética, datos y estadísticas, análisis de políticas energéticas y de eficiencia energética.

Revista Técnica de Medio Ambiente (RETEMA): es una de las publicaciones en castellano líderes del sector medioambiental.

5. RESULTADOS Y DISCUSIONES

5.1 FUNDAMENTOS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA O BIOMETANIZACIÓN

5.1.1. CONCEPTO Y FASES

La digestión anaerobia o biometanización, consiste en un proceso de descomposición biológica en ausencia de oxígeno, en el cual, gracias a la acción de varios grupos de bacterias, se descompone la materia orgánica biodegradable para dar lugar a un gas combustible, denominado biogás, y un residuo orgánico estabilizado conocido como digestato.

La digestión anaeróbica se produce a través de una serie de transformaciones bioquímicas que se clasifican en cuatro etapas metabólicas: la hidrólisis, la acidogénesis, la acetogénesis y la metanogénesis, actuando en cada una de ellas un grupo diferente de bacterias anaerobias facultativas o estrictas que dan lugar a la aparición de productos intermedios característicos de cada etapa. En la figura 1, se observan las cuatro etapas del proceso de transformación de la materia orgánica a biogás.

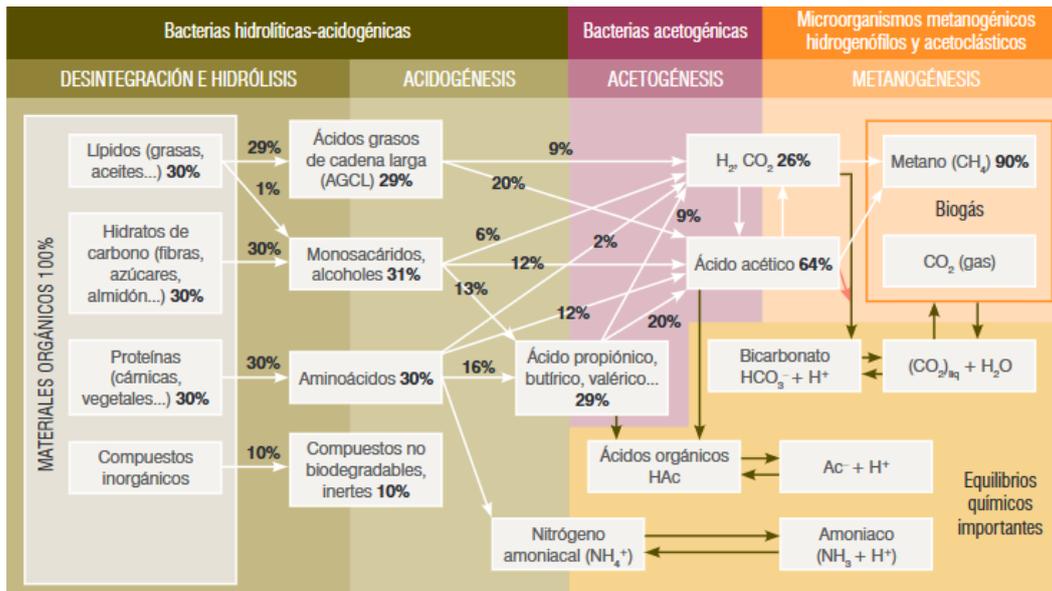


Figura 1: Esquema de las etapas de la digestión anaerobia (Feliu y Flotats, 2019).

Hidrólisis: las macromoléculas procedentes de la materia orgánica compleja, como carbohidratos, proteínas y lípidos, generalmente insolubles, son hidrolizadas por enzimas extracelulares de las bacterias hidrolíticas en fragmentos solubles más simples tales como ácidos grasos de cadena larga (AGCL), monosacáridos, alcoholes y aminoácidos, fácilmente transformables por las bacterias acidogénicas. Dependiendo del microorganismo que lleve a cabo la hidrólisis la enzima excretada será diferente, pudiendo encontrarse lipasas, proteasas, celulasas y xilasas entre otras.

La hidrólisis de carbohidratos tiene lugar en unas pocas horas, la hidrólisis de proteínas y lípidos en unos pocos días. La lignocelulosa y lignina se degradan lentamente y de forma incompleta (Deublein y Steinhauser, 2010; Gerardi, 2003).

La hidrólisis depende fundamentalmente de la temperatura del proceso, del tiempo de retención hidráulico, de la composición del sustrato (porcentaje de lignina, carbohidratos, proteínas y grasas), del tamaño de partícula, del pH, de la concentración de NH₄⁺ y de la concentración de los productos de la hidrólisis (Speece, 1983).

Esta etapa puede ser el proceso limitante de la velocidad global del proceso sobre todo cuando se tratan residuos con alto contenido en sólidos (Pavlostathis y Giraldo Gómez, 1991). Para aumentar la velocidad de desintegración e hidrólisis es conveniente reducir el tamaño de las partículas.

Acidogénesis: En el caso de los monosacáridos (como la glucosa), existen dos rutas metabólicas diferentes dependiendo de diferentes condiciones ambientales. Los parámetros más

importantes que determinan la vía predominante son el pH (nivel de acidez o basicidad) y la concentración de H₂. A baja concentración de H₂ y pH neutro, la vía predominante es la producción de acético, y H₂, pero si la concentración de hidrógeno es muy alta o el pH toma valores extremos, entonces es frecuente encontrar compuestos menos reducidos como el propiónico, butírico y valérico.

En el caso de los aminoácidos (como la lisina o el triptófano) se transforman en ácidos grasos volátiles (AGV), H₂, CO₂ y NH₄⁺ mediante reacciones de oxidación-reducción. El compuesto que se oxida cede electrones, mientras que el que se reduce los capta (fermentación de Stickland). Las reacciones en las que un aminoácido se oxida mientras que otro se reduce son termodinámicamente muy favorables (lo que representa más energía para las bacterias), pero obliga a que los aminoácidos estén emparejados. Cuando esto no es así, es necesario una concentración de H₂ muy baja y una elevada actividad de las bacterias metanogénicas hidrogenotróficas (Feliu y Flotats, 2019).

Acetogénesis: los AGCL y los AGV se descomponen en H₂ y ácido acético (Ac), en lo que se denomina acetogénesis. Este proceso es termodinámicamente posible sólo a baja concentración de H₂ en el medio, lo que significa que la transformación completa de AGCL y AGV requiere que las bacterias metanogénicas hidrogenotróficas que consumen H₂ y CO₂ han de estar presentes en suficiente concentración para transformarse rápidamente a CH₄ y mantener la concentración de H₂ siempre baja. Si esto no es así, se produce una acumulación de ácidos y puede crearse un ambiente ácido, lo cual inhibe a otras bacterias y pueden llegar a pararse la mayoría de las reacciones (Feliu y Flotats, 2019).

Metanogénesis: la producción final de metano (CH₄) en el proceso de digestión anaerobia se lleva a cabo a partir de ácido acético (metanogénesis acetoclástica) e hidrógeno (metanogénesis hidrogenotrófica).

La producción de metano a partir de acetato se denomina metanogénesis acetoclástica y aproximadamente el 70% del metano generado es producido a través de esta vía, mientras que el 30% restante es producido a partir de hidrogeno y dióxido de carbono.

En la metanogénesis acetoclástica, el ácido acético se transforma en CH₄ y O₂ por la acción de dos géneros de bacterias, Methanosarcina y Methanosaeta. Mientras que las primeras dominan a altas concentraciones de ácido acético (Ac) y muestran mayores tasas de crecimiento, las segundas dominan a bajas concentraciones de sustrato y presentan una baja tasa de crecimiento. Por lo tanto, Methanosaeta se mide principalmente en reactores con alto tiempo de retención de biomasa y baja concentración de sustrato, y Methanosarcina se mide

principalmente en digestores con alta concentración de materia orgánica (digestores de residuos sólidos). Las bacterias acetoclásticas son muy sensibles a diferentes inhibidores, como el amoníaco (NH₃).

En la metanogénesis hidrogenotrófica el dióxido de carbono es reducido en presencia de hidrógeno produciendo metano y agua:



Como hemos visto antes, la metanogénesis hidrogenotrófica tiene una importancia extraordinaria para el equilibrio de todo el proceso de producción de CH₄ (Feliu y Flotats, 2019).

5.1.2 PARÁMETROS DE CONTROL AMBIENTALES Y OPERACIONALES

Para que todas las etapas puedan llevarse a cabo correctamente, se requiere un control de ciertos parámetros que condicionan las etapas y son necesarios para que el proceso se lleve a cabo de forma óptima y en condiciones de estabilidad.

5.1.2.1 PARÁMETROS AMBIENTALES

Hacen referencia a condiciones que deben mantenerse o asegurarse para el desarrollo del proceso de digestión anaerobia. Estos son:

PH y alcalinidad:

El pH es uno de los parámetros más importantes para la digestión anaerobia, y el control de su variación es fundamental para el buen funcionamiento de los digestores. Un pH estable indica que el sistema también lo es, y anticipa un buen rendimiento de la digestión anaerobia. En cambio, las variaciones del pH y su disminución son signos de problemas. Las bacterias metanogénicas son muy sensibles a las variaciones del pH; su tasa de crecimiento se reduce considerablemente por debajo de pH 6,6 (Arhoun, 2017). Mientras que un pH alcalino puede conducir a la desintegración de gránulos microbianos y como consecuencia la parada del proceso (Sandberg y Ahring, 1992). Liu et al., (2008) demostraron que el rango favorable de pH para alcanzar un rendimiento máximo del biogás en la digestión anaerobia es de 6,5 a 7,5.

En la digestión anaerobia, la alcalinidad va a jugar el papel de capacidad amortiguadora que va a evitar que el desequilibrio entre la velocidad de fermentación y la velocidad de consumo de ácidos grasos volátiles produzca un cambio brusco del pH. Para una digestión equilibrada se sugiere una alcalinidad óptima entre 1500 y 3000 mg/L (Gerardi, 2003). Un descenso en la alcalinidad y en el pH es considerado como un signo de fracaso del digestor.

Ciertos sustratos, como los residuos sólidos urbanos (RSU) o las deyecciones ganaderas poseen una alcalinidad intrínseca para hacer frente a estos cambios (Flotats y Sarquella, 2008), convirtiéndolos en una buena alternativa para procesos de codigestión.

Potencial Redox:

En la digestión anaerobia, la degradación de materia orgánica para producir metano se produce a unos valores de potencial redox inferior a -300 mV (Gerardi, 2003). Debe tener un valor bajo para que los microorganismos metanogénicos se puedan desarrollar.

Sustrato:

La biodegradabilidad de los sustratos determinará qué cantidad final del mismo podrá ser utilizado en el proceso de digestión anaerobia. Así algunos compuestos como los azúcares se degradan fácilmente, mientras que otros materiales como los de naturaleza lignocelulósica se degradarán a velocidades muy bajas, precisando de tiempos de retención prolongados o pretratamientos, que favorezcan su asimilación en el proceso.

Para asegurar un buen rendimiento en la producción de biogás, es necesario realizar una correcta selección de las materias primas que se van a introducir en el biodigestor. Para ello, es necesario realizar pruebas previas (a escala laboratorio), durante las cuales se determinará la idoneidad de cada uno de los materiales en cuanto a su potencial de producción de metano.

Los principales parámetros que afectan al rendimiento en la producción de biogás serían:

- **Demanda química de oxígeno (DQO)** es una característica importante de los residuos orgánicos (líquidos o sólidos), es la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar completamente la materia orgánica contenida en una muestra, y se determina mediante métodos químicos.

Para un sistema anaerobio, la DQO puede considerarse un parámetro conservativo, es decir, la suma de las DQO de entrada debe ser igual a la suma de las DQO de salida:

$$DQO_{\text{influyente}} = DQO_{\text{efluente}} + DQO_{\text{biogás}}$$

Si se considera un biogás formado exclusivamente por CH₄ y CO₂, y teniendo en cuenta que la DQO del CO₂ es nula, la DQO eliminada en el residuo se correspondería con la DQO obtenida en forma de metano. Esta propiedad permite el balance de DQO del proceso a cualquier escala para caracterizar la eficiencia en la producción de CH₄. 2,857 kg DQO por m³ de CH₄, ó 0,35 m³ de CH₄ por kg de DQO eliminada, a P=1 atm y T=0°C, ó 0,38 m³ de CH₄ a P=1 atm y 25°C (Flotats y Campos, 2005).

Variaciones sobre los valores anteriores pueden ser debidos a posibles acumulaciones en el reactor o a la producción de otros gases (H_2 , H_2S , ...).

En la Figura 1, se ilustra esta conservación de la DQO en el proceso de digestión anaerobia para un residuo con un 10% de la DQO no biodegradable, en el que el 90% de la DQO inicial se transforma en CH_4 (Feliu y Flotats, 2019).

- **Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)** que es la cantidad de oxígeno que los microorganismos aerobios consumen para degradar una muestra de materia orgánica. Aquellos compuestos orgánicos que no pueden ser oxidados por los microorganismos aerobios no dan lugar a consumo de oxígeno y, por tanto, la DBO será usualmente un valor inferior a la DQO. Por tanto, la relación DBO/DQO proporciona información sobre la cantidad de materia orgánica biodegradable por las bacterias contenidas en el biodigestor y por lo tanto sobre la cantidad de metano que se puede producir.
- **Niveles de sólidos totales** es un parámetro que indica la concentración de materia orgánica en la alimentación del biodigestor. Toda la materia orgánica está compuesta de agua y una fracción sólida llamada sólidos totales (ST). El sólido total incluye componentes digeribles o “sólidos volátiles” y residuos no digeribles o “sólidos fijos”. El porcentaje de sólidos totales contenidos en la mezcla con que se carga el digestor es un factor importante que considerar para asegurar que el proceso se efectúe satisfactoriamente. La movilidad de las bacterias metanogénicas dentro del sustrato se ve limitada a medida que se aumenta el contenido de sólidos y por lo tanto puede verse afectada la eficiencia y producción de gas. La materia seca contenida en el material de entrada del digestor determinará el tipo de digestor que será necesario utilizar para el proceso. Así, en aquellos casos en los que la concentración de materia seca sea inferior al 20% del total, estaremos hablando de digestión húmeda y digestión seca cuando sea superior.
- **Sólidos Volátiles (SV)** es aquella porción de sólidos totales que se libera de una muestra, volatilizándose cuando se calienta durante dos horas a $600^{\circ}C$. Los SV informan sobre la cantidad de materia orgánica contenida en el sustrato, los que teóricamente deben ser convertidos a metano. La eficiencia de la producción de biogás se determina generalmente expresando el volumen de biogás producido por unidad de peso de SV.
- **Sólidos fijos (SF)** es aquella proporción de sólidos totales que no será transformada durante el proceso, se trata de material biológicamente inerte.

- **Relación Carbono/Nitrógeno.** Al igual que en la digestión aerobia, la relación entre el carbono y nitrógeno presentes en la materia orgánica es importante para el buen funcionamiento de los digestores. Los estudios realizados indican que la proporción deseable se sitúa entre 20-30 (Chen et al., 2015), 22 y 25 (Bouallagui et al., 2009) mientras que Guermoud et al., (2009) y Lee et al., (2009), indican que la proporción óptima de C/N se sitúa entre 20 y 35.

En caso de que la relación C/N esté por debajo de estos valores puede producirse una mayor cantidad de amoníaco, lo que va a perjudicar a los microorganismos y desactivar la biometanización (Abbasi, Tauseef y Abbasi, 2012).

La descomposición de materiales con alto contenido en carbono, superior a 35:1, ocurre más lentamente, porque la multiplicación y desarrollo de bacterias es bajo, por la falta de nitrógeno (Varnero, 2011).

- **Composición bioquímica:** Las bacterias metanogénicas requieren el aporte de grandes cantidades de macronutrientes, carbono, nitrógeno y fósforo, y micronutrientes en menores cantidades, por ejemplo: Co, Ni y Fe.

De los tres macronutrientes, el nitrógeno suele encontrarse en forma de nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$) y el fósforo como ortofosfato ($-\text{PO}_4\text{-}3$), ambos en estado soluble. La cantidad de carbono, nitrógeno y fósforo que debe de estar disponible en el digestor se puede determinar a partir de la DQO del lodo. La relación aconsejable de macronutrientes es C: N: P / 400: 7: 1 (Demirel y Scherer, 2011).

Cuando las necesidades de macronutrientes no son cubiertas por el lodo de alimentación, bien porque el aditivo es deficitario, o porque los mismos no están disponibles debido a su precipitación, reacción con otros compuestos, etc., es posible la adición de compuestos químicos sintéticos. En el caso de la adición de nitrógeno, los compuestos más adecuados son cloruro de amonio, amoníaco acuoso y urea, mientras que, para añadir fósforo, pueden emplearse sales de fosfato y ácido fosfórico.

Por otra parte, los micronutrientes son tan importantes como los macronutrientes, no sólo porque forman parte de las propias células, sino porque además son necesarios en la actividad enzimática de las bacterias. En el caso particular de las bacterias metanogénicas, éstas los utilizan para convertir acetato en metano. Los micronutrientes involucrados en la acción enzimática son básicamente cobalto, hierro, níquel, zinc y azufre, además de otros elementos como molibdeno, wolframio, selenio, bario, calcio, magnesio, manganeso y cobre.

Las deficiencias de micronutrientes son difíciles de detectar. Si la adición de micronutrientes al digestor es necesaria, se pueden añadir también levaduras, las cuales contienen numerosos aminoácidos, minerales y vitaminas (Escasain, 2017).

En la mayoría de los casos consultados, la presencia de los micronutrientes esenciales incrementa el rendimiento en producción de biogás, y además contribuye a estabilizar el proceso de digestión anaerobia en aquellos casos donde posibles elementos inhibitorios, como es el caso del amonio, están presentes en elevadas concentraciones (Climenhaga y Banks, 2008).

El Ni es un micronutriente necesario para las bacterias formadoras de metano, constituyente de la co-enzima F430 responsable de catalizar la formación de metano. Ello ocurre tanto en las bacterias metanogénicas acetoclásticas como en las hidrogenoclasticas (Escasain, 2017) y (Diekert et al.,1981). La adición de Ni puede incrementar la utilización de acetato por las bacterias, mientras que la ausencia, o baja presencia, da como resultado un significativo descenso en la generación de metano. Sin embargo, un uso excesivo de Ni en lodos de depuradora municipales causa inhibición en la fase de metanogénesis, a concentraciones superiores a 1 g/m³ (Ashley, Davies y Hurst, 1982).

El Fe es un micronutriente importante en el crecimiento de las bacterias metanogénicas. Concentraciones de hierro entre 0,28 - 50,4 g/m³ son esenciales para que en el proceso se obtenga un alto rendimiento de producción de biogás (Demirel y Scherer, 2011).

Las bacterias metanogénicas acetoclásticas también utilizan, aunque en menor proporción, compuestos orgánicos como el metanol, las metilaminas y el ácido fórmico (Escasain, 2017).

Sustancias inhibitorias:

La inhibición del proceso de digestión es debida a la toxicidad de algunas sustancias presentes bien en el sustrato alimentado o bien por subproductos del metabolismo celular. El riesgo de inhibición depende de la concentración de la sustancia inhibitoria, de la composición del sustrato y de la capacidad de adaptación de la comunidad microbiana a la presencia del inhibidor. Generalmente, para procesos anaerobios grandes, si la concentración y el tiempo de exposición al inhibidor es bajo, la posibilidad de inhibición es pequeña.

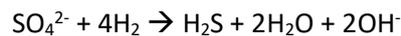
- **Oxígeno:** los microorganismos metanógenos son estrictamente anaerobios, por lo que concentraciones a partir de 0,1 mg/L O₂ provocan inhibición. A pesar de ello, este tipo de inhibición no suele ser un problema ya que los acidógenos son microorganismos facultativos anaerobios, lo que significa que en presencia de oxígeno pueden utilizarlo como aceptor final

de electrones y disminuir su concentración en el digestor. En ocasiones dosificar oxígeno de manera controlada puede ayudar a oxidar biológicamente el H₂S y eliminar este compuesto tóxico del biogás lo que evitaría una costosa etapa de desulfuración posterior (Díaz, et al., 2011).

- **Hidrógeno:** El hidrógeno es también un compuesto intermedio importante del proceso anaeróbico. Su acumulación en el medio provoca la inhibición de la acetogénesis.
- **Ácidos grasos volátiles:** durante el proceso de degradación de la materia orgánica los compuestos más complejos se hidrolizan para dar lugar a compuestos de bajo peso molecular, como el acético, propiónico butírico y en menor cantidad isobutírico e isovalérico. Cuando la relación simbiótica entre acidogénicos y metanogénicos se rompe, los AGV se acumulan. La inhibición de los metanogénicos debido a la toxicidad (sulfuro, amoníaco, metales pesados, etc.), cambios en las condiciones ambientales (pH, temperatura, potencial redox) o limitación de nutrientes pueden dar lugar a una acumulación de acetato e hidrógeno. A pH menor de siete la concentración de ácido acético necesaria para inhibir el proceso es de 1000 mg/L (Deublein y Steinhauser, 2010), en cambio para el ácido propiónico este valor se reduce a tan solo 5 mg/L.
- **Nitrógeno amoniacal** es la suma del ion amonio (NH₄⁺) y del amoníaco (NH₃). Ambos compuestos pueden formarse durante el proceso de degradación de la materia orgánica que contiene nitrógeno como en el caso de las proteínas o aminoácidos. Aunque el nitrógeno amoniacal es un nutriente importante para el crecimiento bacteriano, una concentración excesiva puede limitar su crecimiento. De las dos especies, la que parece inhibir el proceso es el amoníaco libre. Las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal que varían entre 1500-3000 mg/L, inhiben la actividad de las bacterias (Appels et al., 2008). La manera más eficaz de evitar la inhibición por amoníaco es manteniendo un pH en torno a la neutralidad. Además del pH, la cantidad de amoníaco libre depende de la concentración del sustrato, de la relación C/N, de la capacidad tamponadora del medio y de la temperatura de digestión. Obviamente, aquellos residuos que contengan mayores proporciones de proteínas u otros compuestos nitrogenados son los que presentan más problemas de inhibición por amonio. Se ha reportado que los digestores que operan a mayores temperaturas son más sensibles a la toxicidad por amonio que aquellos que operan en el rango termofílico (Varnero, 2011).
- **Compuestos de azufre:** algunos residuos y efluentes industriales pueden contener una cantidad considerable de compuestos de azufre en forma de sulfatos, sulfuro y sulfuro de hidrógeno.

En presencia de sulfatos, las bacterias metanogénicas compiten con las sulfato-reductoras por los mismos sustratos (acetato e hidrógeno), mostrando éstas últimas ventajas termodinámicas y cinéticas sobre las primeras. El resultado de esta competencia determinará la proporción de ácido sulfhídrico y metano en el biogás producido.

El sulfuro de hidrógeno (H₂S) es sin duda el compuesto más peligroso para el proceso anaerobio. Para pH por debajo de siete, se disuelve en el medio sin disociarse, actuando como una sustancia venenosa para los microorganismos en concentraciones tan bajas como 50 mg/L. Además, puede producirse antes de la etapa de metanogénesis a partir de sulfato:



Por tanto, la inhibición tiene dos etapas, la primera debida a la competencia por el sustrato entre los microorganismos metanogénicos y sulfato-reductores y la segunda es una inhibición directa del crecimiento metanogénico por la presencia de sulfuros solubles (Varnero, 2011).

- **Iones metálicos ligeros y metales pesados:** Algunos cationes como el de sodio (Na⁺), potasio(K⁺), calcio (Ca²⁺) y magnesio (Mg²⁺) en concentraciones moderadas estimulan el crecimiento microbiano, pero a elevadas concentraciones pueden causar una inhibición importante o toxicidad (Appels et al., 2008). Por otra parte, algunos metales pesados pueden ser tóxicos si su concentración es superior al orden de trazas. Por orden de toxicidad Ni>Co >Cr>Pb>Zn. La presencia de sulfuros también disminuye la toxicidad de metales mediante la formación de sulfuros de metal insolubles (con excepción de cromo). El hierro puede ser beneficioso porque evita la inhibición por presencia de ion sulfuro.
- **Desinfectantes y antibióticos** proceden de las tareas de limpieza y desinfección. Su toxicidad depende básicamente, de su concentración, su biodegradabilidad y del tiempo transcurrido desde su uso hasta la puesta en marcha del sistema.

5.1.1.2 PARÁMETROS OPERACIONALES

Los parámetros operacionales son los que el técnico puede controlar y actuar sobre ellos durante el proceso de producción de biogás a partir de ciertas señales que informan sobre el desarrollo de éste.

Temperatura:

La temperatura es considerada uno de los principales parámetros de diseño del proceso. Existen tres intervalos donde es posible el proceso de metanogénesis: psicrofílico (15-24°C), mesofílico (35-37°C) y termofílico (50-60°C), aunque se pueden destacar especialmente, uno en el intervalo mesofílico (35°C) y otro en el rango termofílico (55°C) (Bouallagui et al., 2005). En cuanto a la

estabilidad de la temperatura, es sabido que, para conseguir un buen funcionamiento del proceso, la temperatura debe mantenerse estable, puesto que sus fluctuaciones disminuyen la productividad de la digestión anaerobia. La temperatura tiene efectos significativos sobre la población microbiana, la cinética del proceso, su estabilidad y el rendimiento a metano (Bouallagui et al., 2009).

El régimen mesofílico de operación es el más utilizado, a pesar de que en la actualidad se está implementando cada vez más el rango termofílico, para conseguir una mayor velocidad del proceso, lo que implica, a la vez, un aumento en la eliminación de organismos patógenos. Sin embargo, el régimen termofílico suele ser más inestable a cualquier cambio de las condiciones de operación y presenta además mayores problemas de inhibición del proceso por la mayor toxicidad de determinados compuestos a elevadas temperaturas, como el nitrógeno amoniacal o los ácidos grasos de cadena larga. Una técnica interesante es la combinación de dos fases de digestión, una primera termofílica de elevada carga orgánica y una segunda mesofílica con menor carga. Con este sistema se aprovechan las ventajas del sistema termofílico, pero se reducen los problemas de inestabilidad (Varnero, 2011).

Agitación - Mezclado

Hay diferentes razones para mantener un cierto grado de agitación en el medio en digestión: mezclado del substrato de alimentación con el substrato en digestión, distribución uniforme de calor para mantener una distribución uniforme de temperaturas, evitar la formación de espumas o la sedimentación y favorecer la transferencia de gases, que pueden ser atrapados en forma de burbujas en el substrato. Nunca ha de ser violenta, ya que podría destruir los flóculos o agregados de bacterias, necesarios para mantener un proceso estable (Flotats y Campos, 2005).

Se distinguen 3 tipos de agitación, mecánica (a través de agitadores manuales o con motores eléctricos), hidráulica (a través de bombas de flujo lento se hace recircular la biomasa) y burbujeo de biogás (se recircula el biogás producido al fondo del biodigestor por medio de cañerías, para producir burbujeo y de esta manera movimiento de la biomasa) (Varnero, 2011).

Tiempo de retención hidráulico (TRH), tiempo de retención celular (TRC) y velocidad de carga orgánica (VCO):

El tiempo de retención hidráulico (TRH) es un parámetro de diseño muy importante para determinar el volumen del digestor. El TRH óptimo depende del tipo de residuo y del tipo del

digestor (Appels et al., 2008). La cantidad de biogás producido por un digestor dependerá, entre otros, de la cantidad de residuo cargado diariamente.

El TRH es el tiempo medio de permanencia del influente en el reactor, sometido a la acción de los microorganismos. Se calcula como el cociente entre el volumen del reactor (m^3) y el caudal de lodo tratado ($m^3/día$), por tanto, el resultado es un TRH expresado en días (Flotats y Sarquella, 2008).

En un digestor discontinuo, el TRH es el que transcurre entre la carga del sistema y su descarga. En un sistema de carga semicontinuo o continuo, el TRH va a determinar el volumen diario de carga que será necesario alimentar al digestor ($Volumen\ del\ digestor\ (m^3) / Tiempo\ de\ retención\ (días) = Caudal\ volumétrico\ (m^3/día)$).

Tiempo de retención celular o de sólidos (TRC o TRS). Es el tiempo medio que los microorganismos permanecen en el reactor. Si el digestor está completamente homogeneizado, el TRC es igual que el TRH. Si mediante alguna técnica se consigue atrapar a los microorganismos en el reactor, el TRC será mayor que el TRH y se conseguirá una mayor eficiencia con menor TRH. Es el cociente entre la cantidad de MO o SV que entra al digestor y la cantidad de MO o SV que sale del sistema cada día (Feliu y Flotats, 2019).

La selección de una mayor temperatura implicará una disminución en los tiempos de retención requeridos y consecuentemente serán menores los volúmenes de reactor necesarios para digerir un determinado volumen de material. La relación costo beneficio es el factor que finalmente determinará la optimización entre la temperatura y el TRH (Varnero, 2011).

La VCO coincide con la cantidad de materia orgánica que entra al digestor cada día por metro cúbico de reactor. Se calcula como el cociente entre la concentración de sólidos volátiles (de procedencia orgánica) a la entrada en el reactor ($SV0/m^3$) y el TRH (Flotats y Sarquella, 2008).

5.1.3 TIPOS DE BIOMASA EN FUNCIÓN DEL SECTOR DE ACTIVIDAD DE LA QUE PROCEDE Y SU CARACTERIZACIÓN

La biomasa como fuente de carbono es la base de la «Bioeconomía circular» entendida como una economía basada en el uso sostenible de la biomasa para satisfacer las necesidades de una población creciente en alimentos, materiales y energía. Por ello, su empleo para uso energético no debe entenderse desde un punto de vista aislado, sino como parte de una cadena de valor, de tal modo, que a la hora de establecer estrategias y sistemas de apoyo a la bioenergía, estas se realicen teniendo en cuenta los principios de la jerarquía de residuos (*Ley 7/2021, de 20 de mayo*) a fin de garantizar un abastecimiento sostenible y evitar distorsiones en los mercados de

materias primas, ya que la reutilización de la biomasa con carácter previo a su valorización energética debe ser la opción prioritaria.

La biomasa se puede clasificar en función de los sectores de actividad de la que procede:

- **Biomasa agrícola:** Se incluyen en esta denominación todos los residuos orgánicos y restos vegetales generados por la actividad agrícola, ya sea intensiva, extensiva, cultivos protegidos, etc. Dependiendo del cultivo se pueden agrupar como residuos de cultivos leñosos que incluyen la poda de los árboles frutales, cítricos, vid y olivar; y residuos de cultivos herbáceos, que están formados por los restos de especies herbáceas que quedan tras la cosecha (trigo, cebada, centeno y otros cereales de invierno, avena y cereales de primavera, arroz).

Este tipo de sustrato, junto con el estiércol, son los más utilizados para la generación de biogás. Al ser un sustrato lignocelulósico, requiere de un pretratamiento para poder degradarse mediante digestión anaerobia.

La producción de estos residuos suele ser estacional, lo que podría dificultar el aporte continuo de sustrato a la planta de biogás. Un problema que puede quedar resuelto gracias a procesos adicionales, como el secado o ensilado (SEDIGAS, 2023).

- **Biomasa Ganadera:** los residuos ganaderos son aquellos residuos orgánicos generados por las especies ganaderas en explotaciones intensivas. Se tratan principalmente de la mezcla de deyecciones y la cama de ganado, denominándose comúnmente según la especie de la que proceden como estiércol (ganado vacuno, ovino y equino), purines (ganado porcino) y gallinaza (ganado avícola). Las deyecciones ganaderas son un recurso energético y agronómico que hay que gestionar correctamente para evitar su impacto negativo sobre los medios receptores (suelo, aguas y atmósfera).

En los purines destaca el alto contenido de agua (93%), la poca materia orgánica, su alcalinidad elevada, su alto contenido de nitrógeno amoniacal, un contenido apreciable en metales como cobre y zinc (reducir el contenido de estos metales en las dietas mejora la calidad de los purines), fósforo (que tiene una gran capacidad de contaminación si llega a las aguas superficiales) y potasio (Campos et al., 2005).

Las características de los purines y los estiércoles dependen de muchos factores: de la alimentación, del estado fisiológico de los animales, del tipo de abrevaderos, de las prácticas de limpieza, etc. Incluso con una misma alimentación, según su edad, los animales la aprovechan de manera diferente y, por lo tanto, también será diferente la composición de las deyecciones

en cada época del año. Los valores en los que se encuentra su composición son muy variables, y se puede mover en unos intervalos amplios (Bonmati, et al., 2001).

Para la gestión de este tipo de biomasa es importante establecer un plan de gestión de deyecciones ganaderas. Es decir, un programa de actuaciones, individual o colectiva, que conduzca a adecuar la producción de esta biomasa a las necesidades de los cultivos en el espacio y en el tiempo. Un plan de gestión debe contemplar actuaciones en los tres ámbitos siguientes: 1) Medidas de reducción en origen, de caudales y de componentes que limiten su uso posterior, tales como un excesivo contenido en agua, nitrógeno, fósforo o metales pesados, lo cual implica revisar las técnicas de manejo y alimentación; 2) Plan de aplicación a suelos y cultivos. Este plan de fertilización se debe confeccionar a partir del conocimiento de los suelos, de los requerimientos de los cultivos y de las características climatológicas e hidrológicas; 3) Estrategia de tratamiento a aplicar. Una estrategia de tratamiento es una combinación de procesos unitarios con el objetivo de modificar las características de las deyecciones para su adecuación a la demanda como producto de calidad (Teira-Esmatges y Flotats, 2003).

- **Biomasa industrial:** Residuos y subproductos de la producción hortofrutícola e industrias de diversos tipos tales como industrias lácteas, cárnicas y mataderos, conserveras de pescados, cerveceras, producción de zumos y preparados vegetales, biodiesel etc., que suelen producir restos vegetales, residuos y subproductos orgánicos como subproducto de su proceso, aguas de proceso con importante carga orgánica y lodos de sus propias EDARi (depuradoras industriales). La integración de una planta de biogás en una fábrica que genera gran cantidad de residuos orgánicos permite su tratamiento *in situ*, lo que proporciona importantes ahorros operacionales y logísticos, y en energía, haciendo que su funcionamiento sea sostenible.

- **Biomasa urbana:** Los residuos sólidos urbanos son aquellos que se originan en los núcleos de población como consecuencia de la actividad habitual y diaria del ser humano. Estos son:

- Fracción orgánica de residuos municipales FORM. Comprende residuos procedentes de hogares particulares y residuos similares de otros establecimientos que los municipios recogen junto con la basura doméstica. Estos residuos constituyen entre el 30 y 50% de la masa total de los residuos sólidos municipales (RSM) (Giró y Residus, 2003; Hristovski et al., 2007). Utilizar esta fracción para la producción de biogás, requiere la eliminación de todo el material inerte, incluidos el plástico, el metal y el vidrio, antes de su entrada al digestor. Es por ello, por lo que la recogida selectiva en origen es tan importante.

No es una fracción uniforme, ni en tipología ni en composición, y está sujeta a los hábitos alimentarios y a los cambios estacionales. Además, se trata de la fracción más inestable debido

a su alto contenido en agua (sobre el 80% en peso) y en materia orgánica que la hacen fácilmente degradable por los microorganismos. Esto último, condiciona que la FORM deba gestionarse de forma rápida para evitar la generación de lixiviados y malos olores.

Su densidad y su grado de humedad pueden presentar variaciones vinculadas a los cambios producidos en la composición de los materiales que la forman. Tiene una densidad bastante elevada y variable, entre 0,6-0,8 t/m³ (si contiene restos vegetales la densidad desciende a 0,25-0,3 t/m³), lo cual hace que pese mucho y ocupe poco espacio, presentando en general una baja compactabilidad (MITECO, 2007; SEDIGAS, 2023).

-Aguas residuales biodegradables y Lodos de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR)

Durante su depuración, las aguas residuales se someten a una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que tienen por objeto conseguir que las aguas adquieran los niveles requeridos para su destino final. La depuración de aguas residuales lleva aparejada la generación de lodos.

Los lodos se caracterizan por ser un residuo extremadamente líquido (más de un 95% de agua). Los tratamientos del agua concentran la contaminación presente en el agua, y por tanto, los lodos contienen amplia diversidad de materias suspendidas o disueltas. Algunas de ellas con valor agronómico (materia orgánica, nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) y en menor cantidad calcio (Ca), magnesio (Mg) y otros micronutrientes esenciales para las plantas) y otras con potencial contaminante como los metales pesados, entre ellos cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn), los patógenos, y los contaminantes orgánicos (MITECO, 2007; SEDIGAS, 2023).

-Aceites vegetales usados

-Residuos vegetales de parques y jardines

- **Biomasa acuícola/algal:** La investigación sobre las diversas aplicaciones de las microalgas ha ganado interés durante los últimos años, por su amplia ventaja sobre los cultivos terrestres como fuente de biomasa y potencial energético; los aspectos más importantes a considerar son las siguientes: (a) Las microalgas poseen sistemas biológicos efectivos para convertir energía solar en compuestos orgánicos, no poseen un sistema reproductor complejo sino un ciclo simple de presión celular (Jiménez Escobedo y Castillo Calderón, 2021); (b) crecen en ambientes de agua dulce o salobre, en tierras no cultivables. No compiten con la seguridad alimentaria. No requieren herbicidas ni pesticidas para su cultivo (Enamala et al., 2018); (c) presentan ciclos de cosecha muy cortos (1- 10 días) comparados con los cultivos convencionales (una o dos veces al

año), pueden duplicar su biomasa en períodos desde 3,5 h y hasta 24 h, y la producción de biomasa, al absorber y fijar CO₂, ayuda a reducir los niveles del gas de efecto invernadero (1,8 kg CO₂/kg biomasa seca) en la atmósfera (Chisti, 2007); (d) existen técnicas de cultivo para manipular diversas especies de microalgas e inducir las a acumular grandes cantidades de biomasa donde sus componentes comunes son lípidos, pigmentos, ácidos nucleicos, cenizas y otros compuestos, pudiendo alcanzar concentraciones extremadamente altas (Alam, Mobin y Chowdhury, 2015; Jiménez Escobedo y Castillo Calderón, 2021); (e) algunas especies de microalgas, en condiciones anaeróbicas, producen glucógeno para generar biohidrógeno, y su fermentación produce metano; al producir más de un biocombustible el valor de la biomasa microalgal aumenta (Rempel et al., 2019); (f) las microalgas y residuos agrícolas se pueden codigerir para equilibrar la relación C/N en el rango óptimo de 20: 1 y 25: 1 (Chen et al., 2013).

- **Cultivos energéticos:** Son especies vegetales cultivadas expresamente para su uso energético. Existen especies cuya aptitud principal es exclusivamente energética (Cynara Cardunculus, Brassica Carinata, Paulownia de corta rotación etc.), y otros cultivos alimentarios tradicionales que pueden ser empleados también para uso energético en su totalidad, como es el caso del cereal y las oleaginosas para ser empleados en la fabricación de biocarburantes. El consumo excesivo de estos recursos impacta negativamente en el suministro de alimentos y en las reservas hídricas (World Bioenergy Association (WBA), 2019), lo cual es un hecho que cada vez se tiene más en cuenta.

- **Cultivos intermedios (catch crops):** que crecen entre dos cultivos alimentarios estacionales consecutivos, con el objetivo de asimilar nutrientes residuales del suelo, especialmente nitratos, a fin de evitar su lixiviación. Según la Directiva Europea Energías Renovables (UE) 2018/2001, los cultivos intermedios, se consideran materia prima sostenible siempre que su utilización no desencadene una demanda de tierras adicionales. Son, por tanto, susceptibles de producir biogás sin interferir en la producción de alimentos. La importancia de este tipo de cultivos cada vez es mayor, ya que más allá de la citada fijación de nitrógeno en el suelo, también tiene capacidad de fijación de carbono, evitando en parte el impacto de la agricultura en el calentamiento global.

Teniendo en cuenta la multitud de factores que afectan a la composición de la materia orgánica, así como su concentración, es conveniente que los inventarios de potenciales de producción de biogás por áreas geográficas se caractericen con su grado de incertidumbre, o por intervalos. **El factor más importante que afecta al grado de incertidumbre es la composición exacta del residuo en el momento de su uso para la producción de biogás** (Vilamajó y Flotats, 2011).

5.1.4 LA CODIGESTIÓN

La digestión anaerobia de los sustratos individuales presenta algunos inconvenientes ligados a las características del sustrato como por ejemplo: a) Los lodos de depuradora tienen una carga muy baja; b) Los estiércoles tienen también bajas cargas y altas concentraciones de N; c) La FORSU contiene materiales no deseados; d) Los cultivos energéticos y residuos agroindustriales pueden carecer de suficiente N para los procesos biológicos y son sustratos estacionales; e) Los residuos del matadero tienen altas concentraciones de amoníaco y grasas. Todos estos problemas pueden ser resueltos por la adición de un cosustrato en lo que se llama codigestión anaeróbica.

Es muy importante elegir las mejores proporciones de la mezcla basadas en las interacciones positivas (por ejemplo, balance C/N, mejorar la DQO y el balance de humedad), para evitar la inhibición (AGV, amoníaco, productos de degradación de lípidos), para elegir el rango adecuado de otros parámetros como el pH y la alcalinidad, y, por último, para optimizar la producción de metano (Mata-Alvarez et al., 2011, 2014; Xie et al., 2016). La codigestión ofrece diversas ventajas ecológicas, tecnológicas, y económicas, lo que da lugar a un mejor tratamiento de los residuos orgánicos. Por ejemplo, aumenta la viabilidad económica de las plantas. En la mayoría de los casos, hay mayor producción de biogás a partir de sustratos mixtos que en la suma de la producción de biogás a partir de los sustratos digeridos por separado. Además, unifica la gestión de estos residuos al compartir instalaciones de tratamiento, reduciendo los costes de inversión y explotación. Asimismo, permite tratar mayores cantidades de residuos en instalaciones centralizadas a gran escala, con plantas que no requieren grandes cambios (Alatríste-Mondragón et al., 2006; Mata-Alvarez, Mace y Llabrés, 2000).

Los resultados del proceso de codigestión dependen en gran medida del tipo y de la composición de los sustratos a tratar. Sin embargo, una selección inadecuada de cosustratos, de composición de los sustratos y de las condiciones de funcionamiento pueden provocar la inestabilidad del proceso y una reducción significativa de la producción de metano (Xie et al., 2016).

Los sustratos más utilizados son los estiércoles (54 %), los lodos de depuradora (22 %), la FORSU (11 %) y otros (13 %). Asimismo, los cosustratos más utilizados son los residuos industriales (41%), los residuos agrícolas (23%), los residuos municipales (20%) y otros (16 %) (Mata-Alvarez et al., 2014).

Las deyecciones ganaderas como sustrato principal

El problema que presenta el estiércol es una baja relación carbono nitrógeno que puede provocar inhibición del proceso por amoníaco si no se controla el pH, por ese motivo la solución pasa por emplear un cosustrato con una relación C/N alta y de alta biodegradabilidad.

Entre los principales cosustratos se encuentran: los residuos de la industria aceitera, la FORSU, los residuos hortofrutícolas, los residuos animales de matadero y pesqueros, glicerol, los cultivos energéticos, aguas residuales y lodos.

Alemania es el líder europeo donde es más habitual la codigestión de estiércol de animales con otros residuos orgánicos. Tiene más de 4000 plantas en funcionamiento en las granjas. No obstante, los sistemas de codigestión también han sido ampliamente implementados en otros países europeos, como Suecia, con 10 plantas centralizadas y el resto a escala de granja, y Dinamarca con 20 plantas centralizadas y más de 60 para explotaciones agrícolas (Mata-Alvarez et al., 2014).

La mejora en la producción de metano es notable, por ejemplo, la codigestión de estiércol de cerdo con glicerol en una proporción de mezcla de estiércol de cerdo/glicerol de 24/1 en condiciones mesófilas, se observó un aumento de casi el 400% en el biogás en comparación con la monodigestión convencional de estiércol de cerdo solo (Meiramkulova et al., 2018).

Los lodos de depuradora como sustrato principal

La digestión anaerobia de los lodos ha sido universalmente utilizada como uno de los métodos más adecuados para la estabilización de los lodos de EDAR, aunque tiene una baja producción de metano. Sin embargo, tiene ciertas características que lo hacen adecuado para la codigestión, entre ellas su baja carga orgánica y su bajo ratio C/N. Debido también a su capacidad de control de pH se convierte en un residuo ideal para ser tratado junto con materia orgánica muy biodegradable y con baja alcalinidad. Además, al tratarse de un residuo acuoso con una baja concentración de sólidos puede ayudar a diluir ciertos componentes tóxicos para los microorganismos como metales pesados o patógenos.

Mata-Alvarez et al., (2014), han revisado diversos trabajos publicados en la bibliografía en los que se han tratado con éxito lodos de EDAR con varios tipos de residuos orgánicos tales como FORSU, grasas y aceites, residuos de frutas y verduras, residuos de matadero y algas.

5.1.5 PRETRATAMIENTOS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS

Los métodos de pretratamientos de los sustratos tienen como objeto mejorar las cualidades de digestión anaeróbica de éstos, al alterar sus propiedades físicas, químicas y biológicas.

Según Carrère et al. (2010), el objetivo general de combinar digestión anaerobia con pretratamientos es tanto la de reducir la cantidad de lodos a eliminar como la de aumentar la generación de metano. Para cumplir estas premisas, es necesario: Incrementar el grado de degradabilidad del sustrato (generando una mayor recuperación de energía y una reducción de lodos residuales) y/o Incrementar la cinética de degradación (lo que implica una disminución del tiempo de retención del lodo en el reactor).

Existen distintos tipos de pretratamientos físicos (mecánicos, térmicos y ultrasónicos), químicos y biológicos.

Los pretratamientos mecánicos: consiste en reducir el tamaño de las partículas del sustrato y proporcionar un área de contacto mayor a las bacterias para la absorción del sustrato, por lo tanto, acelerar la producción de biogás (Uddin et al., 2016). La principal ventaja de este tratamiento es la reducción del tiempo de digestión entre 23-59 % comparado con procesos sin pretratamiento. El proceso se puede realizar utilizando molinos de bolas con agitación, rotura de chorro mecánico u homogeneizadores de alta presión (Fang et al. 2011). En los sólidos municipales las operaciones básicas usadas en el proceso de separación de los materiales son: reducción del tamaño, separación por tamaño, separación por densidad, separación mediante campos electromagnéticos y compactación.

Los pretratamientos térmicos: El principal objetivo es fomentar la hidrólisis térmica de las grandes moléculas que reposan en el sustrato.

Bougrier, Delgenès y Carrère (2008), sugieren una clasificación de los tratamientos térmicos en dependencia de su impacto en la producción de biogás:

1. tratamientos con temperaturas entre 70 °C y 121 °C, los cuales permiten un incremento entre 20% y 30% de la producción de biogás.
2. tratamientos con temperaturas entre 160 °C y 180 °C, los cuales permiten un incremento entre 40% y 100% de la producción de biogás.

Muchos estudios encuentran el óptimo de temperatura en estos pretratamientos entre los 160°C y 180°C con una exposición de entre 30 y 60 minutos (Carrère, 2010), Dohanyos, et al., (2009) propone un tratamiento extremadamente rápido en 60 segundos a 170°C. Puede llevar varios días obtener el mismo efecto a temperaturas por debajo de los 80°C. A la hora de llevar a cabo un pretratamiento, Ariunbaatar et al. (2014) afirma que la solubilización de la DQO del sustrato esta correlacionada directamente a la temperatura y ésta, puede a su vez reducirse aumentando el tiempo de exposición de sustrato.

Tanto Carrère et al. (2010) como Ariunbaatar et al. (2014), hacen hincapié en la posible reacción opuesta en pretratamientos a más de 170°C, ya que pueden provocar efectos inhibitorios en la producción de metano.

Los pretratamientos por ultrasonido: la aplicación de altas intensidades de ultrasonido a sistemas líquidos permite reacciones fisicoquímicas que pueden modificar significativamente la estructura de los materiales presentes en el líquido. Su aplicación, dependiendo de la energía específica aplicada, permite que las paredes de las células de los microorganismos sean deshechas liberando el material intracelular y en consecuencia incrementando la cantidad de material orgánico disuelto. Además, elimina espumas en los digestores, disminuyendo el problema de malos olores producidos por las mismas, e incrementa la producción de biogás en un 4% a 7% (Shahriari et al., 2012).

Los pretratamientos por químicos: Su finalidad es mejorar la digestibilidad en sustratos de tipo lignocelulósicos (vegetales), los cuales están compuestos por celulosa, hemicelulosa y lignina. Dentro de los pretratamientos químicos el más usado es el alcalino.

El pretratamiento alcalino consiste en la adición de bases diluidas a la biomasa, siendo en orden de eficacia, $\text{NaOH} > \text{KOH} > \text{Mg}(\text{OH})_2 > \text{Ca}(\text{OH})_2$ (Carrère et al. 2010). Su eficiencia depende del contenido de lignina de los materiales. El pretratamiento con álcali puede causar un hinchamiento de la fibra, lo que conduce a un aumento del área superficial interna, un descenso de la cristalinidad, una separación de las uniones estructurales entre la lignina y los carbohidratos, y una ruptura de la estructura de la lignina (Hendriks y Zeeman, 2009).

Al aplicar estos tratamientos, tanto básicos como ácidos, es necesario tener en cuenta la concentración de cationes que generan (Ariunbaatar et al., 2014). Así como realizar un ajuste de pH del sustrato. Concentraciones elevadas de Na^+ y K^+ pueden generar una inhibición de la digestión anaerobia. Por ello, estos procesos son eficaces en sustratos con concentraciones altas de lignina (favorecen su descomposición) y no en sustratos con gran concentración de carbohidratos, fácilmente degradables, ya que se favorecerá la acumulación de ácidos grasos volátiles.

Las concentraciones propuestas de hidróxido de sodio (NaOH) varían de un autor a otro. De acuerdo con Foster-Carneiro, Monserrat y Schwartz, (2012), los tratamientos alcalinos a temperatura ambiente de sustratos de paja de trigo, con NaOH a 5 mg/L mostraron un incremento de la biodegradabilidad por encima de un 100%. Los lodos pretratados mostraron un incremento de la solubilidad de 46%. Algunos autores sugieren que, a mayor proporción de sólidos totales en los lodos, mayor eliminación de materia orgánica para dosis iguales de NaOH

y tiempo de retención iguales. Por otra parte, los pretratamientos alcalinos de los lodos en biorreactores permiten reducir el tiempo de retención hidráulica (TRH) desde 15 días hasta 2 días.

Otros pretratamientos químicos son: la oxidación húmeda (tratamientos con agua, aire u oxígeno a temperaturas sobre los 120 °C por períodos de 30 minutos), oxonólisis (tratamientos con ozono, un poderoso oxidante) e hidrólisis ácida (ácido sulfúrico es el más aplicado).

Los pretratamientos biológicos: Estos se basan en el uso de hongos, enzimas o el ensilaje. Siendo este último el más aplicado por sus ventajas en el almacenamiento y conservación de la biomasa por largos períodos de tiempo.

Los pretratamientos biológicos han sido principalmente probados con hongos que degradan la lignina y la celulosa, y en menor medida la hemicelulosa. En este tratamiento el material lignocelulósico se somete a la acción de determinados microorganismos, como los hongos de la podredumbre blanca o marrón, siendo los hongos blancos los más efectivos. Los hongos excretan enzimas lignolíticas, tales como la lignina peroxidasa y lacasa. La biomasa es inoculada a temperatura ambiente junto con el hongo, y mantenida por varias semanas durante el pretratamiento. Durante ese tiempo la celulosa y la hemicelulosa pueden ser degradadas juntamente con la lignina. (Isroi et al., 2011). Luego de la aplicación de este tipo de pretratamiento para la producción de biogás se reportan incrementos del 15% en el rendimiento de metano (Zheng, et al., 2014).

Enzimas con determinada actividad hidrolítica han sido aplicadas a la biomasa con vistas a obtener una mayor producción de biogás. El pretratamiento aplicado al rastrojo de maíz con la enzima lacasa mostró, luego de 24 h de incubación, un incremento de un 25% en la producción de metano (Schroyen, et al., 2014). Sin embargo, en la mayoría de los casos, el efecto ha sido mínimo, y el costo de las enzimas alto, lo cual hace que la aplicación del pretratamiento enzimático sea limitada (Zheng, et al., 2014).

El ensilaje ha sido estudiado como método para incrementar la producción de biogás, sin embargo, ningún incremento significativo fue reportado (Vervaeren, et al., 2010).

Los pretratamientos combinados: es común que se utilicen pretratamientos combinados, en donde se incorporan dos o más técnicas de pretratamiento de esta u otra categoría. Según Carrère et al. (2010), en muchos casos, los pretratamientos térmicos se aúnan con los químicos y concretamente, con aplicación de bases. Muchos estudios han investigado el pretratamiento

combinado para aumentar el rendimiento de producción de biogás (Chan, Selvan y Wong, 2016; Wang et al.2014).

5.1.6 ADICIÓN DE NANOPARTÍCULAS

Se trata de materiales con una dimensión externa o una estructura interna o superficial a escala nanométrica que oscila entre 1 y 100 nm de tamaño. Las nanopartículas (NP) poseen características químicas, físicas y ópticas especiales. Las diferentes propiedades químicas y físicas de las nanopartículas de sus contrapartes macro las hacen interesantes. La mayor reactividad química de las nanopartículas se debe a su alta área superficial, proporcionando un mayor número de sitios de reacción. Los tipos y la concentración de nanopartículas juegan un papel vital en la tasa de producción del sistema de digestión anaeróbica.

Las NP de beneficio potencial para el proceso AD podrían dividirse en tres grupos: NP de hierro cerovalente (ZVI), NP de óxidos metálicos y no metálicos y NP basadas en carbono. Entre los estudios de NPs, las NPs ZVI podrían considerarse como las más prometedoras (Dehghani et al., 2019).

En los últimos años, el número de artículos que informan sobre la adición de nanomateriales para mejorar el proceso de digestión anaeróbica ha aumentado exponencialmente. Los beneficios de esta adición se pueden observar desde diferentes aspectos: un aumento en la producción de biogás, enriquecimiento de metano en biogás (particularmente interesante, ya que supone una mejora de biogás in situ), eliminación de problemas de espuma, una operación más estable y robusta, ausencia de problemas de inhibición, etc.

Los tipos de nanomateriales ensayados para la mejora de la digestión anaerobia son hoy en día muy diversos, aunque las nanopartículas metálicas y, especialmente, a base de hierro, son las más utilizadas. Sin embargo, apenas hay trabajos publicados sobre la operación en continuo con la adición de nanopartículas, lo que dificulta su uso comercial en digestores anaeróbicos a gran escala (Barrena et al.,2022).

Cerrillo et al., (2021) evaluó el efecto de la adición de nanopartículas de hierro de valencia cero (nZVI) sobre la producción de metano durante la digestión anaerobia de purines de cerdo. Los experimentos se llevaron a cabo utilizando dos configuraciones experimentales: operación por lotes y operación continua a largo plazo con una dosis fija de nZVI. Se evaluaron dos rangos de operación de temperatura diferentes (mesófilos y termófilos). Se monitoreó la producción de biogás y el contenido de metano, y se evaluó la actividad metanogénica específica de la biomasa y el estado de oxidación de nZVI en diferentes momentos. Los resultados de los experimentos por lotes en operación a temperatura mesófila mostraron una inhibición de la producción de

metano en todas las dosis probadas (42, 84, 168 y 254 mg nZVI g⁻¹ concentraciones de VSS), mientras que la producción de metano aumentó con la dosis más baja en operación a temperatura termófila. En operación continua, La adición de nZVI produjo un aumento en el contenido de metano del biogás, alcanzando valores entre 80 y 85% en ambos rangos de temperatura. La tasa promedio de producción de metano aumentó 165% y 94% con respecto al control en rango de temperatura termófila y mesófila, respectivamente. El estado de oxidación de nZVI mostró un valor de +3 casi inmediatamente después del contacto con el sustrato y una oxidación progresiva más lenta durante la operación de los reactores.

Tanto el estudio de Cerrillo et al., (2021), como el de Barrena et al., (2022), destacaron el estado de oxidación del hierro como promotor del aumento de metano en la digestión anaeróbica.

En cualquier caso, se necesita más investigación para estudiar los efectos de la acumulación de nZVI en los reactores en una operación a largo plazo una vez que se produce su oxidación y contemplar opciones de recuperación y reutilización. También se debe abordar la optimización de la dosis para operar de manera eficiente en un modo semicontinuo sin agregar más nZVI de lo necesario y considerando las interacciones del fosfato con los iones de hierro. Se debe prestar más atención a la calidad del digestato para evitar cualquier problema relacionado con su valorización (Barrena et al., 2022).

Un estudio de Suanon et al., (2016), utilizando nZVI y NPs de magnetita, comentó que las nZVI promovieron la inmovilización del fósforo en el digestato sólido, que es un efecto muy positivo.

5.1.7 LA FERMENTACIÓN OSCURA

La fermentación oscura es una tecnología basada en la recuperación del hidrógeno que se genera durante las primeras etapas de la digestión anaerobia, evitando que sea consumido por las bacterias metanogénicas.

En un primer digester, el digester hidrolítico, se llevarían a cabo las dos primeras etapas, la hidrólisis y la acidogénesis de la materia orgánica, y en el segundo digester, digester metanogénico, alimentado con el efluente del digester hidrolítico, tendría lugar principalmente, las otras dos etapas, la acetogénesis y la metanogénesis.

La separación de las fases permite generar las condiciones ambientales más adecuadas para la actividad de las distintas poblaciones, como el pH, la temperatura, presencia oxígeno, etc. En este sentido, se consigue la optimización del proceso, incrementando la actividad de las bacterias, e incrementando la transformación de la materia orgánica en biohidrógeno y biometano.

Con este proceso en dos etapas, se obtienen dos fuentes de energía renovable el hidrógeno y el metano. Debido a que el poder calorífico del hidrógeno es 2,6 veces superior al del metano, la energía total obtenida de la combustión de ambos gases siempre es superior a la obtenida de la digestión anaerobia llevada sola en un solo paso, y en la que el hidrógeno termina transformándose en metano.

El hidrógeno es considerado el combustible del futuro ya que no genera emisiones contaminantes durante su combustión, cuenta con una elevada densidad energética y es utilizable tanto en sistemas de combustión habituales como en los nuevos sistemas de conversión energética vía electroquímica como las pilas de combustible. Por lo que la obtención de "biohidrógeno" a partir de biomasa y a través de la fermentación oscura constituye una opción de gran interés (García Silvestre, 2014).

5.2 EL BIOGÁS Y SUS APLICACIONES

El biogás generado en el proceso de digestión anaerobia es una mezcla de gases entre los que principalmente se encuentran el CH₄ (50-70%) y el CO₂ (30-50%), seguido de otros en menor proporción como lo son el vapor de agua, nitrógeno(N₂), amoníaco (NH₃), hidrógeno(H₂) y compuestos de azufre (H₂S) que se forman durante el proceso (Feliu y Flotax, 2019).

Su poder calorífico promedio es de entre 18,8 y 23,4 MJ/m³, lo cual supone un poco más de la mitad que el del gas natural.

Las aplicaciones del biogás son las siguientes:

- **Generación eléctrica:** en centrales eléctricas mediante motores de combustión interna (ICE) o turbinas de gas (GT) como los dos métodos de generación de energía más utilizados.
- **Generación de calor:** se puede quemar directamente en calderas solo para generar calor. Dado que la biomasa agrícola es una fuente importante de producción de biogás, el calor generado se puede utilizar para calentar los digestores, edificios agrícolas como unidades de alojamiento para cerdos/pocilgas, invernaderos, así como acuicultura, enfriamiento/refrigeración de productos agrícolas y fines de secado. El proceso de secado en las empresas agrícolas, como el secado de digestato, astillas de madera, granos, hierbas y especias, es un valor agregado notable para la economía agrícola.
- **Generación combinada de calor y electricidad (CHP):** Algunos sistemas combinados producen principalmente calor y la electricidad es secundaria. Otros sistemas producen principalmente electricidad y el calor residual se utiliza para calentar el agua del proceso. En ambos casos, se aumenta la eficiencia del proceso en contraste con utilizar el biogás sólo para producir electricidad o calor.

- **Actualizando a biometano:** a partir del biogás se obtiene biometano en dos etapas:
 - Limpieza o pretratamiento del biogás: en este proceso se eliminan los compuestos que podrían interferir en el funcionamiento óptimo de procesos posteriores, tales como H₂S, siloxanos o vapor de agua.
 - Enriquecimiento o upgrading: una vez se han eliminado los compuestos indeseados, el biogás se somete a un proceso de eliminación del CO₂.

Actualmente, la producción de biometano a partir de la depuración del biogás es una tecnología muy madura. Gracias a que el biometano presenta características muy similares al gas natural, resulta muy versátil para diferentes usos, ya que puede ser inyectado en la red de gas natural. Esto permite aprovechar la red para el transporte, almacenaje y distribución de estos gases.

- **Combustible de transporte**
- **Transformación del metano a hidrógeno:** mediante el reformado de metano con vapor de agua ("*steam reforming*" (SMR)) a alta temperaturas y presión sobre un catalizador, se obtiene gas de síntesis (CO+H₂) y posteriormente por la reacción de desplazamiento agua-gas ("*water-gas shift*") donde el CO y el vapor reaccionan en presencia de un catalizador se obtiene CO₂ y más hidrógeno. Sustituir el gas natural por biometano en este proceso, permite producir "**hidrógeno verde**", con una huella de carbono negativo al emplear biometano obtenido a partir de biogás procedente de la digestión de residuos orgánicos. Otro proceso alternativo muy interesante para evitar las emisiones de CO₂ es el craqueo de CH₄ que produce "**hidrógeno turquesa**" y, en lugar de CO₂, carbono sólido. El craqueo de CH₄ requiere menos aporte energético y un menor número de pasos para producir H₂ que el SMR. La principal ventaja del craqueo de CH₄ es la captura del carbono como sólido, que, además, con un buen diseño del catalizador y de las condiciones de operación puede ser en forma de nanomateriales carbonosos de alta calidad, como los nanotubos de carbono (CNT), con propiedades muy interesantes (Antonini et al., 2020).

Las celdas de combustible se alimentan con H₂ obtenido previamente del biogás. Son probablemente la aplicación de vanguardia del biogás. Producen bajas emisiones (CO₂, NO_x) y su alta eficiencia las hacen adecuadas para fines de generación y transporte de energía. Además, las celdas de combustible se pueden utilizar en plantas de energía a gran escala, generadores de distribución de energía, edificios, aparatos de suministro de energía portátiles y de pequeña escala para equipos microelectrónicos y componentes secundarios de energía en vehículos (Alves et al., 2013).

5.3 DISTRIBUCIÓN DEL POTENCIAL DISPONIBLE PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOMETANO EN ESPAÑA

En España, de acuerdo con la Asociación Española de Biogás (AEBIG) y la European Biogas Association (EBA), actualmente hay 210 plantas de biogás activas en España con una capacidad total de producción de 836 MW, de las cuales las plantas basadas en lodos de depuradora son las más numerosas, (80 plantas), seguidas de las de base agrícola (53 plantas), el vertedero (40 plantas) y “otras” (40 plantas). En el año 2020, la producción de biogás fue de 8.079 GWh, lo que supone tan solo un 2% del consumo de gas total de España. Adicionalmente, hay 5 plantas de producción de biometano con una producción anual de 95 GWh en 2020: Valdemingómez (Madrid), Planta de Digestión Anaeróbica y de Compostaje del Consorcio para la Gestión de los Residuos del Vallès Oriental (Barcelona), la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Bens (La Coruña), Villalonquéjar (Burgos), el proyecto UNUE, y la granja de vacuno Torre de Santamaría, en Vallfogona de Balaguer (Lleida).

En términos del conjunto de la Unión Europea, tanto el biogás como el biometano se están produciendo cada vez en mayor cantidad (según la EBA la producción de biometano se incrementó un 25% en 2020), aunque hay grandes diferencias entre unos países y otros. Mientras países como son Suecia o Dinamarca, ya han conseguido en 2020 una producción de casi el 20% de su consumo total de gas, otros como España tan sólo producen un 1%. Su explicación se encuentra en los diferentes mecanismos y medidas de apoyo que se han utilizado en los distintos países, ya que son imprescindibles para que la producción de biometano resulte económicamente competitiva (EBA, 2021).

En 2018 el IDAE (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía) declaraba que el potencial **disponible** (el que queda una vez descontados los usos alternativos) de biogás en España se situaba entre los 20-34 TWh/año (entre un 5% y un 9% de la demanda anual de gas), ya que sólo considera los residuos provenientes de la agricultura, la ganadería, la industria agroalimentaria, FORSU y EDAR. En cambio, otros estudios sitúan el potencial disponible en España entre los 100 y 190 TWh/año (lo que puede alcanzar el 35% de la demanda anual de gas), al considerar también otras fuentes para su producción como los cultivos intermedios, la biomasa forestal y el biogás procedente de vertedero (Análisis de PwC y Biovic).

A nivel internacional, la Comisión Europea, en su informe publicado en abril de 2020 “Impact of the use of the biomethane and hydrogen potential on trans-European infrastructure” pronosticaba un potencial de desarrollo del biometano para España en el año 2050 de alrededor de 122 TWh/año y en el último informe de julio de 2022 de Gas for Climate (Biomethane

production potentials in the EU) establecen un potencial de unos 130 TWh, lo que nos sitúa como el tercer país de la Unión en cuanto a potencial (Fundación Naturgy,2022).

Por CC.AA., el potencial de producción de biometano no se distribuye de manera homogénea. Son muchos los aspectos que influyen a la hora de calcular el potencial de producción de biogás/biometano para un territorio, en función del tipo de residuo, por ello, es oportuno considerar distintos indicadores en cada caso (SEDIGAS, 2023):

-En el potencial de producción procedente de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) y de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), se considera el número de habitantes de una Comunidad Autónoma y su distribución en el territorio, es decir, su densidad. Cabe esperar que las Comunidades Autónomas con más población y mayor tamaño de núcleos urbanos produzcan una mayor cantidad de residuos procedentes de EDAR y FORSU. En total se han considerado 1.339.082,76 toneladas anuales de residuos EDAR y 8.444.830,82 toneladas anuales de residuos FORSU. Andalucía, Cataluña, la Comunidad Valenciana y la Comunidad de Madrid suponen el 59,2% de la población española con densidades de población de más de 200 habitantes/km² con el 57,2% del total de potencial de producción de EDAR y el 58,5% del total de potencial de producción de FORSU.

- En el potencial de producción procedente de la agricultura, se considera el número de explotaciones agrícolas, el tamaño de estas y la tipología del cultivo. Las CC.AA. con mayor número de explotaciones agrícolas es Andalucía con más de 260.000 explotaciones (casi un 30% del total en España), mientras que la CC.AA. con mayor superficie es Castilla y León, con más de 5 millones de hectáreas dedicadas a esta actividad (el 22,1% de toda la superficie agrícola en España). En total se han considerado 18.201.513,60 toneladas anuales de residuos. Las cuatro CC.AA. con mayor potencial de producción de biometano son Andalucía con un 24,8%, Castilla y León con un 24,7%, Castilla La Mancha con un 20% y Aragón con un 9,5%, lo que supone un 79% del total de potencial de producción a partir de desechos agrícolas.

- En el potencial de producción proveniente de la ganadería, se considera el número de explotaciones ganaderas, el tamaño de las explotaciones y su distribución, así como la tipología y el número de cabezas de ganado. En total se han considerado 101.473.810,36 toneladas anuales provenientes de 6.760.391 cabezas ganaderas de bovino, 16.009.410 cabezas ganaderas de ovino, 2.668.891 cabezas ganaderas de caprino, 30.091.215 cabezas ganaderas de porcino y 211.580.762 cabezas ganaderas de aves de corral. Las cuatro CC.AA. con mayor potencial de producción de biometano son: Andalucía con un 19,5%, Aragón con un 14,8%,

Asturias con un 10,6% y Baleares con un 10%, lo que supone un 54,9% del total de potencial de producción a partir de desechos ganaderos.

- En el potencial de producción proveniente de la industria agroalimentaria, se considera que su actividad está ligada estrechamente con los sectores agrícola y ganadero. En total se han considerado 16.440.801,31 toneladas anuales. Las cuatro CC.AA. con mayor potencial de producción de biometano son: Cataluña con un 17,2%, Andalucía con un 15,5%, Castilla y León con un 10,9% y Galicia con un 10,8%, lo que supone un 54,4% del total de potencial de producción a partir de desechos de la industria agroalimentaria.

- En el potencial de producción proveniente de los cultivos intermedios, se considera que tienen una estrecha relación con los factores que definen la producción de residuos en el sector agrícola, con la salvedad de que se contabilizan en los lugares donde se combinan ciclos de cultivos. Las cuatro CC.AA. con mayor potencial de producción de biometano son: Castilla y León con un 32,4%, Castilla La Mancha con un 16,4%, Aragón con un 14,6% y Andalucía con un 10,5%, lo que supone un 73,9% del total de potencial de producción a partir de cultivos intermedios.

- En el potencial de producción proveniente de biomasa forestal residual, la densidad forestal es un factor importante y se enfoca el aprovechamiento de este residuo bajo criterios de sostenibilidad tal y como establece la normativa forestal vigente y la Directiva REDII. Las cuatro CC.AA. con mayor potencial de producción de biometano son: Andalucía con un 24,6%, Aragón con un 14,4%, Asturias con un 11,3% y Baleares con un 10,6%, lo que supone un 60,9% del total de potencial de producción a partir de cultivos intermedios.

- En el potencial de producción proveniente de vertederos, hay mucha similitud con los factores de cálculo de los residuos FORSU, es decir, el número de habitantes de una Comunidad Autónoma y su distribución en el territorio (su densidad). Las cuatro CC.AA. con mayor potencial de producción de biometano son: Andalucía con un 22,3%, Madrid con un 13,6%, Cataluña con un 11,7% y Comunidad Valenciana con un 9,7%, lo que supone un 57,3% del total de potencial de producción a partir de residuos de vertederos (SEDIGAS, 2023).

Las cuatro CC.AA. con mayor potencial de producción de biometano son: Castilla y León con un potencial de producción de 37,78 TWh, un 23,2% de total nacional, seguida de Andalucía, con 23,62 TWh (14,5%), Castilla-La Mancha, con 20,37 TWh (12,5%) y Aragón, con 17,62 TWh (10,8%) (SEDIGAS, 2023).

6. CONCLUSIONES/ CONCLUSSIONS

1. Los desafíos mundiales, como el cambio climático y la degradación de la tierra y los ecosistemas, junto con la creciente demanda de alimentos y energía, nos obligan a promover una bioeconomía sostenible y circular. La DA es capaz de tratar residuos, reducir emisiones y producir energía renovable, por ello es fundamental su implantación y desarrollo en la máxima extensión posible.

2. La DA requiere el control de diversos parámetros ambientales y operacionales que condicionan las etapas y son necesarios para que el proceso se lleve a cabo de forma óptima y estable. Un buen rendimiento en la producción de biogás requiere una correcta selección de las materias primas que se van a introducir en el biodigestor, para lo cual va a ser determinante la composición exacta del residuo en el momento de su uso. La codigestión de varios sustratos buscando interacciones positivas ha demostrado ser una excelente herramienta para el tratamiento de los residuos ofreciendo ventajas ecológicas, tecnológicas y económicas.

3. Rara vez se alcanza el potencial máximo de producción de biometano (dado por la DQO). Hay distintos pretratamientos físicos, químicos y biológicos del sustrato, así como la adición de determinadas sustancias que ayudan a aumentar la producción de biogás. Especial interés tiene la adición de nanopartículas (las NPs ZVI podrían considerarse como las más prometedoras) que consiguen no solo aumentar la producción de biogás sino también un enriquecimiento de metano.

4. La Fermentación Oscura es una ruta muy prometedora ya que permite obtener simultáneamente dos fuentes de energía renovable el metano y el hidrógeno (cuyo poder calorífico es 2,6 veces superior al del metano). Por tanto, se necesita seguir investigando y desarrollando esta tecnología.

5. El biogás se puede utilizar para generar electricidad, calor o la cogeneración de ambos, pero es de especial interés su uso tras la mejora a biometano, al presentar de este modo características muy similares al gas natural. El hecho de poder aprovechar la red del gas natural para el transporte, almacenaje y distribución de biometano facilitara mucho su desarrollo. Por ello, puede ser potencialmente clave en la descarbonización de sectores de difícil electrificación como el transporte pesado y la industria. La transformación de biometano a “hidrogeno verde” (con la captura de CO₂) o a “hidrogeno turquesa” (con la obtención de carbono solido) junto a las celdas de combustible van a suponer una revolución en la generación y transporte de la energía.

6. Actualmente la UE, en su lucha contra el cambio climático, la reducción de su dependencia energética y la búsqueda de una economía sostenible y circular está tomando medidas tanto regulatorias como financieras, necesarias para el desarrollo del sector del biogás. Este apoyo está despertando la inversión privada indispensable para la implantación de estos biocombustibles y el desarrollo de numerosas investigaciones en el campo de la DA. Es claro el definitivo despegue y el prometedor desarrollo de la industria del biogás en toda la UE.

7. El hecho de ser el tercer país de la UE en cuanto a potencial de producción de biogás, constituye una gran oportunidad para España para posicionarse como uno de los países europeos referentes en el desarrollo del biometano. Las cuatro CC.AA. con mayor potencial son: Castilla y León, seguida de Andalucía, Castilla-La Mancha y Aragón.

CONCLUSSIONS

1. Global challenges, such as climate change and the degradation of land and ecosystems, together with the growing demand for food and energy, force us to promote a sustainable and circular bioeconomy. AD is capable of treating waste, reducing emissions and producing renewable energy, so it is essential that it is implemented and developed as widely as possible.

2. AD requires the control of various environmental and operational parameters that condition the stages and are necessary for the process to be carried out in an optimal and stable manner. A good performance in biogas production requires a correct selection of the raw materials to be introduced into the biodigester, for which the exact composition of the waste at the time of its use will be decisive. Co-digestion of various substrates looking for positive interactions has proven to be an excellent tool for waste treatment offering ecological, technological and economical advantages.

3. The maximum biomethane production potential (given by COD) is rarely reached. There are different physical, chemical and biological pre-treatments of the substrate, as well as the addition of certain substances that help to increase biogas production. Of particular interest is the addition of nanoparticles (ZVI NPs could be considered as the most promising) that achieve not only increased biogas production but also methane enrichment.

4. Dark Fermentation is a very promising route as it allows the simultaneous production of two renewable energy sources, methane and hydrogen (whose calorific value is 2.6 times higher than that of methane). Further research and development of this technology is therefore needed.

5. Biogas can be used to generate electricity, heat or the cogeneration of both, but its use after upgrading to biomethane is of particular interest, as it has very similar characteristics to natural gas. Being able to take advantage of the natural gas grid for the transport, storage and distribution of biomethane will greatly facilitate its development. It can therefore potentially play a key role in the decarbonisation of sectors that are difficult to electrify, such as heavy transport and industry. The transformation of biomethane into "green hydrogen" (by capturing CO₂) or "turquoise hydrogen" (by obtaining solid carbon) together with fuel cells will bring about a revolution in energy generation and transport.

6. Currently, the EU, in its fight against climate change, the reduction of its energy dependence and the search for a sustainable and circular economy, is taking both regulatory and financial measures necessary for the development of the biogas sector. This support is triggering the private investment that is essential for the implementation of these biofuels and the development of numerous research projects in the field of AD. The definitive take-off and promising development of the biogas industry across the EU is clear.

7. The fact that Spain is the third largest EU country in terms of biogas production potential is a great opportunity for Spain to position itself as one of the leading European countries in the development of biomethane. The four regions with the greatest potential are: Castilla y León, followed by Andalusia, Castilla-La Mancha and Aragón.

7. VALORACIÓN PERSONAL

La realización de este Trabajo de Fin de Grado me ha permitido adquirir una serie de competencias como la búsqueda, análisis y síntesis de la información sobre temas concretos de una forma razonada y crítica para poder transmitir dicha información por escrito, tener un mayor contacto con la literatura científica tanto en español como en inglés. Aspectos de gran interés para el futuro laboral. También gracias a este trabajo he podido ampliar mis conocimientos en una rama la cual se ha trabajado menos a lo largo de la carrera, el aprovechamiento energético de los residuos.

8. BIBLIOGRAFÍA

Abbasi, T., Tauseef, S.M. y Abbasi, S.A. (2012). "Anaerobic digestion for global warming control and energy generation—An overview". *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16 (5), pp. 3228–3242. DOI : [Link](#)

Alam, F., Mobin, S. y Chowdhury, H. (2015). "Third Generation Biofuel from Algae". *Procedia Engineering*, 105, pp. 763-768. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.05.068>

- Alatríste-Mondragón, F., Samar, P., Cox, H.H.J., Ahring, B.K. y Iranpour, R. (2006). "Anaerobic codigestion of municipal, farm, and industrial organic wastes: a survey of recent literature". *Water Environment Research*, 78 (6), pp. 607–636. DOI: [10.2175/106143006x111673](https://doi.org/10.2175/106143006x111673)
- Alves, H. J., Junior, C. B., Niklevicz, R. R., Frigo, E. P., Frigo, M. S., y Coimbra-Araújo, C. H. (2013). "Overview of hydrogen production technologies from biogas and the applications in fuel cells". *International journal of hydrogen energy*, 38(13), pp. 5215-5225. DOI: [Link](#)
- Antonini, C., Treyer, K., Streb, A., Spek, M., Bauer, C. y Mazzotti, M. (2020). "Hydrogen production from natural gas and biomethane with carbon capture and storage – A techno-environmental analysis". *Sustainable Energy & Fuels*. 6. Disponible en: [Link](#) [Consultado 4-2-2023]
- Appels, L., Baeyens, J., Degreève, J. y Dewil, R. (2008) « Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge". *Progress in Energy and Combustion Science*, 34 (6), pp. 755–781. DOI: [Link](#)
- Arhoun, B. (2017). *Digestión y codigestión anaerobia de residuos agrícolas, ganaderos y lodos de depuradora*. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga.
- Ariunbaatar, J., Panico, A., Esposito, G., Pirozzi, F. y Lens, P. N. (2014). "Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste". *Applied Energy*, 123, pp. 143-156. DOI: [Link](#)
- Ashley, N.V., Davies, M. y Hurst, T.J. (1982). "The effect of increased nickel ion concentrations on microbial populations in the anaerobic digestion of sewage sludge". *Water Research*, 16(6), p. 963-971. DOI: [Link](#)
- Asociación Española de Gas (2023). "Estudio de la capacidad de producción de biometano en España, 2023". España: SEDIGAS. Disponible en: [Link](#) [Consultado 21-1-2023]
- Barrena, R., Moral-Vico, J., Font, X. y Sánchez, A. (2022). "Enhancement of Anaerobic Digestion with Nanomaterials: A Mini Review". *Energies*, 15 (14), pp. 5087. DOI: [10.3390/en15145087](https://doi.org/10.3390/en15145087)
- Bonmati, A., Flotats, X., Mateu, L. y Campos, E. (2001). "Study of thermal hydrolysis as a pretreatment to mesophilic anaerobic digestion of pig slurry". *Water Science and Technology*, 44, pp. 109-116. DOI: [Link](#)
- Bouallagui, H., Lahdheb, H., Romdan, EB., Rachdi, B. y Hamdi, M. (2009). "Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with cosubstrates addition". *Journal of Environmental Management*, 90 (5), pp. 1844–1849. DOI: [Link](#)
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R.B. y Hamdi, M. (2005) "Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes". *Process Biochemistry* 40 (3-4), pp. 989–995. DOI: [Link](#)
- Bougrier, C., Delgenès, J.P. y Carrère, H. (2008) "Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion", *Chemical Engineering Journal*, 139(2), pp. 236-244. DOI: [10.1016/j.cej.2007.07.099](https://doi.org/10.1016/j.cej.2007.07.099)
- Campos, E., Flotats, X., Illa, J., Magrí, A., Palatsi, J. y Solé, F. (2005). "Guia dels tractaments de les dejeccions ramaderes". *Agència de Residus de Catalunya*. Disponible en línea en: [Link](#) [Consultado 26-12-2022].
- Carrère, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D. J., Delgenès, J. P., Steyer, J. P. y Ferrer, I. (2010). « Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability : a review". *Journal of hazardous materials*, 183(1-3), pp. 1-15. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2010.06.129](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.129)
- Cerrillo, M., Burgos, L., Ruiz, B., Barrena, R., Moral-Vico, J., Font, X., Sánchez, A. y Bonmatí, A. (2021) "In-situ methane enrichment in continuous anaerobic digestion of pig slurry by zero-valent iron nanoparticles addition under mesophilic and thermophilic conditions". *Renewable Energy*, 180, pp. 372–382. DOI: [Link](#)
- Chan, MT., Selvam, A. y Wong, JW. (2016) "Reducing nitrogen loss and salinity during struvite Food waste composting by zeolite amendment". *Bioresource Technology*, 200, pp. 838–844. DOI: [Link](#)
- Chen, C-Y., Zhao, X-Q., Yen, H-W., Ho, S-H., Cheng, C-L., Lee, D.J, Bai, F.W. y Chang, J.S. (2013). "Microalgae-based carbohydrates for biofuel production". *Biochemical Engineering Journal*, 78, pp.1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2013.03.006>

- Chen, C., Zheng, D., Liu, G., Deng, L., Long, Y. y Fan, Z. (2015). "Continuous dry fermentation of swine manure for biogas production". *Waste Management*, 38, pp. 436-442. DOI: [Link](#)
- Chisti, Y. (2007). "Biodiesel from microalgae". *Biotechnology Advances*, 25 (3), pp. 294-306. DOI: [Link](#)
- Climenhaga, M.A. y Banks, C. J. (2008). "Anaerobic digestion of catering wastes: effect of micronutrients and retention time". *Water Science and Technology*, 57(5), p. 687-692. DOI: [Link](#)
- Dehghani, M., Tabatabaei, M., Aghbashlo, M., Kazemi Shariat Panahi, H. y Nizami, A. S. (2019). "A state-of-the-art review on the application of nanomaterials for enhancing biogas production". *Journal of Environmental Management*, 251. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109597>
- Demirel, B. y Scherer, P. (2011). "Trace element requirements of agricultural biogas digesters during biological conversion of renewable biomass to methane". *Biomass and Bioenergy*, p. 992-998. DOI: [Link](#)
- Deublein, D., Steinhauser, A. (2010). "Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction". *Second, Revised and Expanded Edition, Wiley-VCH*.
- Díaz, I., Pérez, S.I., Ferrero, E.M. y Fernandez-Polanco, M. (2011) "Effect of oxygen dosing point and mixing on the microaerobic removal of hydrogen sulphide in sludge digesters". *Bioresource Technology*, 102 (4), pp. 3768-3775. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.016>
- Diekert, G., Konheiser, U., Thauer, R.K. y Piechulla, K. (1981). "Nickel requirement and factor F430 content of methanogenic bacteria". *Journal of Bacteriology*, 148(2), p. 459- 464. DOI: [Link](#)
- Dohanyos, M., Jenicek, P., Záborská, J. y Kutil, J. (2009). "Intensification of Anaerobic Sludge Digestion towards the Energy Self- Sufficiency of Large Municipal Wastewater Treatment". *Sludge Special Conference*. Disponible en: [link](#) [Consultado 12-12-2022].
- Enamala, M. K., Enamala, S., Chavali, M., Donepudi, J., Yadavalli, R., Kolapalli, B., Arahyula, Velpuri, J. y Kuppam, C. (2018). "Production of biofuels from microalgae - A review on cultivation, harvesting, lipid extraction, and numerous applications of microalgae". *Renewable Sustainable Energy Review*, 94, pp. 49-68. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.012>
- Escasain Martiniz, M.J (2017) *Estudio de aditivo para la optimización de procesos de digestión anaerobia*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- European Biogas Association, (2021). "Statistical report 2021". EBA. [Consultado 28-12-2022]
- Fang, S., Ping, L., Yang, Z. y Mao, J. (2011). "A review of different pretreatment techniques for enhancing biogas production," *International Conference on Materials for Renewable Energy & Environment*, pp. 263-266. Disponible en: [link](#) [Consultado el 13-12-2022]
- Feliu, A., y Flotats, X. (2019). "Los gases renovables, un vector energético emergente". *Fundación Naturgy*. Disponible en: [enlace](#) [Consultado 23-12-2022]
- Flotats, X. y Campos, E. (2005). "Procesos biológicos: digestión anaerobia y compostaje", *In Elias X. Ed., Tratamiento y valorización energética de residuos*, 9, pp. 617-686. Disponible en: [link](#) [Consultado 23-12-2022]
- Flotats, X. y Sarquella, L. (2008). "Producció de biogàs per codigestió anaeròbia". *Institut Català d'Energia (ICAEN)*, 1. Disonible en: [link](#) [Consultado 21-12-2022]
- Foster-Carneiro, T., Montserrat, P.I.R. y Schvartz, C. (2012). "Anaerobic Digestion. Pretreatments of Substrates", En: *Biogas production. Pretreatment methods in anaerobic digestion*, Ed. Scrivener-Publishing, pp. 1-20.
- Fundación Naturgy, (2022). "El biogás y el biometano como palanca clave en la descarbonización de la economía española". Disponible en: [Link](#) [Consultado 27-12-2022]
- García Silvestre (2014). *Ainia*. Disponible en: [Link](#) [Consultado 21-12-2022].

- Gerardi, M.H. (2003). "The Microbiology of Anaerobic Digesters". *John Wiley and Sons*. Disponible en: [Link](#) [Consultado 12-12-2022]
- Giró F. y Residus, J.D. (2003). "Situation of the source separated collection of biowaste in Catalunya. Balance of one decade (1993–2003)". *Environmental Science*. Disponible en: [Link](#) [Consultado 3-1-2022].
- Guermoud, N., Ouadjnia, F., Abdelmalek, F., Taleb, F. y Addou, A. (2009). "Municipal solid waste in Mostaganem city (Western Algeria)". *Waste Management*, 29 (2), pp. 896–902. DOI: [Link](#)
- Hendriks, A.T.W.M. y Zeeman, G. (2009). "Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass". *Bioresource Technology*, 100 (1), pp. 10-18. DOI: [Link](#)
- Hristovski, K., Olson, L., Hild N., Peterson, D. y Burge, S. (2007). "The municipal solid waste system and solid waste characterization at the municipality of Veles, Macedonia". *Waste Management*, 27 (11) pp, 1680–1689. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.09.003>
- Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) (2022). "Cambio climático: una amenaza para el bienestar de la humanidad y la salud del planeta". España. IPCC. Disponible en: [Link](#) [Consultado 1-2-2023]
- Isroi, Millati, R., Syamsiah, S., Niklasson, C., Cahyanto, M.N., Lundquist, K. y Taherzadeh, M.J (2011) "Biological pretreatment of lignocelluloses with white-rot fungi and its application: A review". *Bioresources*, 6 (4), pp. 5224-5229. Disponible en: [Link](#) [Consultado 3-1-2023]
- Jimenez Escobedo, M., y Castillo Calderón, A. (2021). "Microalgal biomass with high potential for the biofuels production". *Scientia Agropecuaria*, 12(2), pp. 265-282. Disponible en: [Link](#) [Consultado 27-12-2022]
- Lee, D.H., Behera, S.K., Kim, J.W. y Park, H.S. (2009). "Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: A lab-scale study". *Waste Management*, 29 (2), pp. 876–882. DOI: [10.1016/j.wasman.2008.06.033](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.06.033)
- Liu, C., Yuan, X., Zeng, G., Li, W. y Li, J. (2008). "Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste". *Bioresource Technology* 99, pp. 882–888. DOI: [Link](#)
- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Macé, S. y Astals, S. (2011). "Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling". *Critical Review Biotechnology*, 31 (2), pp. 99–111. DOI: [Link](#)
- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Romero-Güiza, M.S., Fonoll, X., Peces, M. y Astals, S. (2014). "A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013". *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 36, pp. 412–427. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>
- Mata-Alvarez, J., Macé, S. y Llabrés, P. (2000). "Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives". *Bioresource Technology* 74 (1), pp. 3–16. DOI: [Link](#)
- Meiramkulova, K.; Bayanov, A.; Ivanova, T.; Havrland, B.; Kára, J. y Hanzlíková, I. (2018). "Effect of different compositions on anaerobic co-digestion of cattle manure and agro-industrial by-products." *Agronomy Research* 16, pp. 176–187. DOI: [10.15159/AR.18.008](https://doi.org/10.15159/AR.18.008)
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2007), "Bioresiduos". Madrid: MITECO Disponible en: [Enlace](#) [Consultado 13-12-2022]
- Pavlostathis, S. G. y Giraldo Gómez, E. (1991). "Kinetics of anaerobics treatment: a critical review". *Critical reviews in environmental control*, 21, pp. 411-490 DOI: [10.1080/10643389109388424](https://doi.org/10.1080/10643389109388424)
- Rempel, A., de Souza, S. F., Margarites, A. C., Astolfi, A. L., Radis, S. R., Kunz, H., Treichel, H. y Colla, L.M. (2019). "Bioethanol from *Spirulina platensis* biomass and the use of residuals to produce biomethane: An energy efficient approach". *Bioresource Technology*, 288. DOI: [Link](#)
- Revista Técnica de Medio Ambiente. (2022) "El modelo danés del biogas". RETEMA Disponible en: [Link](#) [Consultado 22-1-2023]
- Sandberg, M. y Ahring, B.K. (1992). "Anaerobic treatment of fish meal process waste-water in a UASB reactor at high pH". *Applied Microbiology and Biotechnology*, 36, pp.800–804. DOI:[10.1007/BF00172198](https://doi.org/10.1007/BF00172198)

- Schroyen, M., Vervaeren, H., Hulle, S.W.H. y Raes, K. (2014) "Impact of enzymatic pretreatment on corn stover degradation and biogas production". *Bioresource Technology*, 173, pp. 59-66. DOI: [Link](#)
- Shahriari, H., Warith, M., Hamoda, M., y Kennedy KJ. (2012) "Anaerobic digestion of organic fraction of municipal soil waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide". *Waste Management*, 32(1), pp.41-52. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.08.012>
- Speece, R. E. (1983). "Biotechnology for anaerobic waste treatment". *Environmental science and Technology*, 17(9). DOI: <https://doi.org/10.1021/es00115a725>
- Suanon, F., Sun, Q., Mama, D., Li, J., Dimon, B. y Yu, C.P. (2016). "Effect of nanoscale zero-valent iron and magnetite (Fe₃O₄) on the fate of metals during anaerobic digestion of sludge". *Water Research*, 88, pp. 897-903. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.014>
- Teira-Esmatges, M.R. y Flotats, X. (2003). "A method for livestock waste management planning in NE Spain". *Waste Management* 23 (10), pp. 917-932. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00072-2](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00072-2)
- Uddin, W., Khan, B., Shaukat, N., Majid, M., Mujtaba, G., Mehmood, A., Ali, SM., Younas, U., Anwar, M. y Almeshal, AM. (2016) "Biogas potential for electric power generation in Pakistan: A survey," *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, pp. 25-33. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.09.083>
- Varnero, M.T. (2011). "Manual de Biogás". Chile: FAO. Disponible en: [Link](#) [Consultado 12-12-2022]
- Vervaeren, H., Hostyn, K., Ghekiere, G., y Willems, B. (2010). "Biological ensilage additives as pretreatment for maize to increase the biogas production". *Renewable Energy*, 35(9), pp. 2089-2093. DOI: [Link](#)
- Vilamajó, C. y Flotats, X. (2011). "Energy evaluation of biodegradable industrial waste in Catalonia". *Revista de Tecnologia i Ciència dels Aliments (TECA)*, 13(2), pp. 3-10. DOI: [Link](#)
- Wang, Q., Jiang, G., Ye, L. y Yuan, Z. (2014) "Enhancing methane production from waste activated sludge using combined free nitrus acid and heat pre-treatment". *Water Research*, 63, pp.71-80. DOI: [Link](#)
- Xie, S., Hai, Fl., Zhan, X., Guo, W., Ngo, HH., Price, W.E. y Nghiem, L.D. (2016). "Anaerobic co-digestion: A critical review of mathematical modelling for performance optimization". *Bioresource Technology* 222, pp. 498-512. DOI: [Link](#)
- Zheng, Y., Zhao, J., Xu, F. y Li, Y. (2014). "Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production". *Progress in Energy Combustion Science*, 42, pp. 35-53. DOI: [Link](#)