



**UCA**

Universidad  
de Cádiz



Facultad de Ciencias  
del Mar y Ambientales

Trabajo Fin de Grado

**DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL DE  
BIOMETANIZACIÓN DE LA CODIGESTIÓN ANAEROBIA  
DE LODOS: RESIDUOS DE ACUICULTURA Y RESIDUOS  
DE MATADERO A DIFERENTES TEMPERATURAS**

Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales  
Doble Grado Ciencias del Mar y Ambientales

**Autora:**

Iris Martín García

**Tutoras:**

Rosario Solera del Río  
Leonor Sillero Moreno

Junio de 2023

## ÍNDICE

<b>Resumen .....</b>	<b>1</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>3</b>
<b>1.Introducción .....</b>	<b>5</b>
<b>2.Antecedentes .....</b>	<b>6</b>
<b>2.1 Descripción y problemática de los sustratos .....</b>	<b>6</b>
<b>2.1.1 Lodos de estaciones depuradora de aguas residuales. ....</b>	<b>6</b>
<b>2.1.2 Residuos de pescado .....</b>	<b>8</b>
<b>2.1.3 Vertidos de matadero .....</b>	<b>10</b>
<b>2.1.4 Lodos de matadero .....</b>	<b>11</b>
<b>2.2 Digestión anaerobia .....</b>	<b>12</b>
<b>2.2.2 Tipos de procesos .....</b>	<b>14</b>
<b>2.3 Ensayo de potencial bioquímico de metano (BMP).....</b>	<b>16</b>
<b>3.Objetivos.....</b>	<b>18</b>
<b>3.1 Objetivo general. ....</b>	<b>18</b>
<b>3.2Objetivos específicos .....</b>	<b>18</b>
<b>4.Material y métodos .....</b>	<b>18</b>
<b>a.Caracterización .....</b>	<b>19</b>
<b>i.Selección de los sustratos e inóculos .....</b>	<b>19</b>
<b>b.Ensayos de potencial bioquímico de metano (BMP).....</b>	<b>19</b>
<b>4.1 Técnicas analíticas y equipos.....</b>	<b>21</b>
<b>5. Resultados y discusión.....</b>	<b>28</b>
<b>5.1 Caracterización de los residuos e inóculos .....</b>	<b>28</b>
<b>5.2 Caracterización de las mezclas de sustratos utilizadas en los ensayos BMP .....</b>	<b>30</b>
<b>5.3 Resultados de los ensayos BMP.....</b>	<b>33</b>
<b>5.3.1. Ensayo BMP 1 mesofílico.....</b>	<b>33</b>
<b>5.3.2. Ensayo BMP1 termofílico .....</b>	<b>38</b>
<b>Comparación de los ensayos BMP1 mesofílico y BMP1 termofílico.....</b>	<b>43</b>
<b>5.3.3. Ensayo BMP 2 mesofílico.....</b>	<b>44</b>
<b>7.Conclusiones.....</b>	<b>49</b>
<b>8.Bibliografía.....</b>	<b>50</b>
<b>Anexos.....</b>	<b>57</b>

## **Acrónimos**

AGV: Ácidos grasos volátiles.

BMP: Ensayo potencial bioquímico de metano.

CH<sub>4</sub>: Metano.

C/N: Carbono/ Nitrógeno.

DA: Digestión anaerobia.

DQO: Demanda química de oxígeno.

DQOt: Demanda química de oxígeno total.

DQOs: Demanda química de oxígeno soluble.

EDAR: Estación depuradora de aguas residuales.

IM: Inóculo mesofílico.

IT: Inóculo termofílico.

L: Lodos.

LP: Mezcla de lodos de EDAR y pescado.

LV: Mezcla de lodos y vertidos de matadero.

NT: Nitrógeno total.

P: Residuos de Pescado.

ST: Sólidos totales.

SV: Sólidos volátiles.

TAN: Nitrógeno amoniacal total.

V: Vertido de matadero.

## Resumen

El presente trabajo Fin de Grado se ha realizado en los laboratorios de Tratamiento Biológico de Residuos (TBR) y Tratamiento de Aguas Residuales en el seno del Grupo de Investigación TEP-181 PAIDi en el contexto de la investigación desarrollada en los proyectos *Gestión de residuos agroalimentarios y lodos en el marco de la economía circular: producción de energía y fertilizantes mediante codigestión anaerobia en planta piloto*. P18-RT-1348 (Convocatoria Retos de la Junta de Andalucía) y *Biorrefinería de matadero: de residuos a energía y productos de valor añadido* (BioREF-TPAD). Ministerio de Ciencia e Innovación (PID2021-123174OB-I00) AEI/10.13039/501100011033/ FEDER, UE y con una ayuda del Plan Propio – UCA 2022-2023.

El objetivo principal de este proyecto es determinar el potencial de producción de metano de residuos de acuicultura y de matadero mediante la codigestión anaerobia con lodos a distintas temperaturas.

Para lograr el objetivo se han realizado dos ensayos de potencial bioquímico de metano (BMP). Un primer ensayo empleando mezclas de diferentes proporciones de lodos de estación depuradora de aguas residuales (EDAR) y residuos de pescado incubadas a diferentes temperaturas (35°C y 55°C) y un segundo ensayo utilizando mezclas de diferentes proporciones de lodos y vertidos de matadero incubadas a temperaturas mesofílicas (35°C). Esto va a permitir seleccionar la mejor proporción de mezcla de sustratos y en el primer ensayo además la mejor temperatura de operación con la que se obtiene un mayor rendimiento de producción de metano.

Una vez realizados los ensayos se compara la biodegradabilidad de los sustratos y las distintas mezclas a partir de la caracterización fisicoquímica de éstas al inicio y final del ensayo BMP, se determina el volumen acumulado y el rendimiento de producción de CH<sub>4</sub>

En el caso del lodo de EDAR y residuo de pescado el mejor resultado se ha obtenido para la proporción 75%:25% en condiciones mesofílicas, con un rendimiento de producción de CH<sub>4</sub> 115 mL de CH<sub>4</sub>/gSV mejorando el rendimiento de metano del lodo en un 69%.

En el ensayo de codigestión lodo con vertido de matadero se han alcanzado los mejores resultados para la mezcla de 75%:25% en condiciones mesofílicas con un potencial de

biometanización de 60 mL de CH<sub>4</sub>/gSV mejorando el rendimiento de metano del lodo en un 14%.

Los objetivos ODS relacionados con este trabajo son 6 (agua limpia y saneamiento), 13 (acción por el clima) 14 (Vida submarina).

**Palabras clave:** Biogás, codigestión anaerobia, digestión anaerobia monoetapa, ensayo de potencial bioquímico de metano, lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales, lodos de matadero, pescado, vertido de matadero.

## **Abstract**

This Final Degree work has been carried out in the Biological Waste Treatment (TBR) and Wastewater Treatment laboratories within the Research Group TEP-181 PAIDi in the context of the research developed in the projects Management of agri-food waste and sludge in the framework of the circular economy: energy and fertilizer production by anaerobic co-digestion in pilot plant. P18-RT-1348 (Call for Challenges of the Junta de Andalucía) and Slaughterhouse biorefinery: from waste to energy and value-added products (BioREF-TPAD). Ministry of Science and Innovation (PID2021-123174OB-I00) AEI/10.13039/501100011033/ FEDER, EU and with a grant from the Plan Propio - UCA 2022-2023.

The main objective of this project is to determine the methane production potential of aquaculture and slaughterhouse wastes by anaerobic co-digestion with sludge at different temperatures.

To achieve this objective, two biochemical methane potential (BMP) tests have been carried out. A first test using mixtures of different proportions of wastewater treatment plant (WWTP) sludge and fish waste incubated at different temperatures (35°C and 55°C) and a second test using mixtures of different proportions of sludge and slaughterhouse waste incubated at mesophilic temperatures (35°C). This will allow the selection of the best proportion of substrate mixture and in the first trial also the best operating temperature with which a higher methane production yield is obtained.

Once the tests have been carried out, the biodegradability of the substrates and the different mixtures are compared based on their physicochemical characterization at the beginning and end of the BMP test, and the accumulated volume and CH<sub>4</sub> production yield are determined.

In the case of WWTP sludge and fish waste the best result was obtained for the 75%:25% ratio under mesophilic conditions, with a CH<sub>4</sub> production yield of 115 mL CH<sub>4</sub>/gSV improving the methane yield of the sludge by 69%.

In the co-digestion test sludge with slaughterhouse discharge the best results have been achieved for the 75%:25% mixture under mesophilic conditions with a biomethanation potential of 60 mL CH<sub>4</sub>/gSV improving the methane yield of the sludge by 14%.

The SDGs related to this work are 6 (clean water and sanitation), 13 (climate action) 14 (Undersea life).

Key words: Biogas, anaerobic co-digestion, single-stage anaerobic digestion, biochemical methane potential test, sewage treatment plant sludge, slaughterhouse sludge, fish, slaughterhouse effluent.

## **1.Introducción**

El creciente aumento de la población y la industrialización ha provocado una alta demanda y consumo de energía siendo los combustibles fósiles los que suministran el 80% del consumo total, contribuyendo a incrementar la emisión de gases de efecto invernadero y el calentamiento global (Olatunji et al., 2021).

Por otra parte, como consecuencia del auge de la urbanización, la economía y el aumento de la población mundial, la cantidad de residuos generados en todo el mundo ha aumentado enormemente. Se espera que la generación mundial de estos aumente un 70% para 2050. Para solucionar este problema y maximizar los posibles beneficios ambientales, económicos y sociales, la valorización de residuos se ha convertido en una estrategia sostenible y eficaz. El objetivo principal de la valorización de residuos es transitar hacia una economía circular y mitigar en la medida de lo posible el impacto negativo de estos (Wang et al., 2022). En una economía circular el valor de los productos y materiales se mantiene durante el máximo tiempo posible, y se minimizan los residuos y los recursos utilizados (Tena et al., 2021).

El tratamiento y valorización de residuos orgánicos a través de procesos de digestión anaerobia permite obtener biogás de forma sostenible (Sillero et al., 2022). Este contiene alrededor del 50%-80% de metano ( $\text{CH}_4$ ), 30%-40% de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), trazas de sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ) e hidrógeno ( $\text{H}_2$ ), estos porcentajes pueden variar dependiendo de la tecnología aplicada y el sustrato digerido (Bonilla et al., 2020).

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el que las sustancias orgánicas de los residuos se descomponen bajo la acción de determinados microorganismos obteniéndose una mezcla de productos gaseosos o "biogás" y un digerido orgánico estabilizado, en cuya composición se encuentran productos minerales (N, P, K, Ca, etc.) y que según las condiciones en las que se lleva a cabo el proceso de tratamiento, es potencialmente utilizable con fines agronómicos (Granado et al., 2018). Se consigue mediante este tratamiento reducir la contaminación ambiental y al mismo tiempo producir biogás, que puede ser utilizado como fuente de energía renovable y un efluente digerido útil para su aplicación en la agricultura como fertilizante o acondicionador del suelo (Sillero et al., 2022). Cabe señalar que el uso de biogás es un impulso hacia una población sostenible ya que reduce el uso de hidrocarburos, la contaminación y proporciona energía verde (Bonilla et al., 2020).



La tecnología de digestión anaerobia para producir biogás es actualmente la forma más sostenible de aprovechar la energía contenida en la biomasa y otros residuos, aumentar la recuperación de nutrientes y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (Bonilla et al., 2020). Este proceso es el más utilizado en las depuradoras municipales mayores de 50.000 habitantes equivalentes para tratar los lodos producidos en la planta (Sillero et al., 2022).

Los procesos de codigestión anaerobia, que consiste en la digestión conjunta de una mezcla de dos o más sustratos con propiedades complementarias, ofrece ventajas, tecnológicas, económicas y ecológicas, y como consecuencia se obtiene un mejor tratamiento de los residuos orgánicos y un mayor rendimiento en la producción de biogás (Arhoun, B, 2017).

La codigestión anaerobia de lodos con residuos de pescado y vertidos de matadero es el tema central del presente trabajo.

## **2. Antecedentes**

### **2.1 Descripción y problemática de los sustratos**

#### **2.1.1 Lodos de estaciones depuradora de aguas residuales.**

Los lodos son una mezcla de agua y sólidos que se generan en las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) como resultado de las etapas de depuración y del tratamiento fisicoquímico y biológico de las aguas residuales (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, s.f.).

Según el Reglamento de residuos de Andalucía, los lodos de depuradora son lodos excedentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales de todo tipo, así como los procedentes de los tanques de decantación y otras instalaciones de tratamiento que sirven para tratar estas aguas (Granados, 2016).

#### **Características y composición**

Los lodos de depuradora son residuos semisólidos en los que predomina el agua (72-85%) y en menor proporción residuo seco (18-25%), el residuo seco es la amplia cantidad de materia disuelta o suspendida que podemos encontrar en los lodos, la composición principal de este residuo es materia orgánica (Pérez Cebrián, 2016).

Algunos autores describen que los lodos de depuradora son un material complejo y particularmente difícil de caracterizar porque su composición y cantidad generada puede

variar considerablemente de una instalación de tratamiento a otra dependiendo de factores como el tipo de contaminantes presentes, los hábitos de una población, el clima, tipo de tratamiento realizado tanto al agua como al fango, cantidad de caudal, número de habitantes abastecidos, etc. Incluso dentro de una misma instalación las características de los lodos producidos pueden variar a lo largo del tiempo (Pérez Cebrián, 2016).

### **Problemática**

Uno de los problemas más importantes que tenemos actualmente, es la gestión de lodos de depuradora. Esto es provocado por el aumento de la demanda de agua corriente doméstica, la extensión del alcantarillado, las nuevas instalaciones de obra y mejoras a las existentes (Canziani & Spinosa, 2019). Los lodos deben gestionarse y tratarse adecuadamente, debido a que las limitaciones ambientales son cada vez mayores y los requerimientos legislativos de los tratamientos cada más restrictivos. Todo ello conlleva la necesidad de buscar nuevos procesos de tratamiento y valoración de residuos (Granados, 2016).

Actualmente la eliminación de lodos representa entre un 25% y un 65% del total de los costes de gestión de una EDAR (Granados, 2016).

Los principales problemas que tiene la depuración de aguas residuales en España están asociados con: la escasez de infraestructuras de depuración, falta de inversión estructuras de depuración y saneamiento para cumplir con la legislación, ausencia de estabilidad y previsibilidad en el sector, falta de atención en la línea de fangos y dificultad de tratar los lodos con la calidad exigida y su alto coste (Granados, 2016).

Una solución para afrontar este problema es eliminar la gran cantidad de lodos residuales generados a través de la tecnología de la digestión anaerobia generando biogás, una fuente de energía renovable. Estudios recientes han demostrado que se obtienen resultados mejores en la producción de metano utilizando un sistema de codigestión anaerobia, mezclando estos lodos con diferentes sustratos (García García, 2021). Este tipo de digestión presenta las ventajas de compartir instalaciones de tratamiento, unifica metodologías de gestión, reduce costes de inversión y explotación y amortigua las variaciones temporales de composición y producción de cada residuo por separado (Pérez García et al., 2018).

### **2.1.2 Residuos de pescado**

El sector acuícola está en auge, la producción acuícola mundial ha aumentado exponencialmente en los últimos años, superando en volumen a la pesca extractiva suponiendo más del 54% de la producción total (Iñarra et al., 2018). Desde finales de la década de 1980, las capturas mundiales se han mantenido bastante estables, con capturas que generalmente oscilan entre 86 y 93 millones de toneladas por año, con la excepción de 2018 (96,4 millones de toneladas) (Ahua et al., 2020).

La producción de acuicultura de la Unión Europea se ha mantenido más o menos constante desde el año 2000, España es el Estado miembro de la UE con un mayor volumen de producción por lo que es de vital importancia el mantenimiento de la sostenibilidad de este sector para garantizar su crecimiento y expansión en el futuro. Además, la acuicultura es uno de los sectores de producción de alimentos con mayor capacidad de crecimiento para mantener la proporción de pescado en la dieta mundial debido al estancamiento de la pesca extractiva y un sector que genera grandes beneficios económicos (Iñarra et al., 2018).

La acuicultura involucra el uso de múltiples recursos en forma de agua, energía, consumibles y/o contenedores y empaques. (Iñarra et al., 2018).

La cría, captura y procesamiento de pescado genera grandes cantidades de desechos, que son de preocupación mundial, por cada tonelada de pescado consumida, aproximadamente se genera la misma cantidad de desechos de pescado los cuales se descartan mediante vertido en el océano o se llevan a tierra. El término "desechos de pescado" puede incluir diferentes materiales, peces enteros, peces muertos o dañados, recortes de pescado y tejidos específicos, como cabezas, intestinos, colas y aletas, pieles, escamas y huesos, etc. (Ahua et al., 2020).

Los residuos de pescado son un recurso potencialmente muy valioso y del que se pueden conseguir productos de elevado valor (Nges et al., 2012).

#### **Características y composición**

Los residuos de pescado son sustratos cuya composición química varía según la especie. Entre los individuos de una misma especie, los factores más importantes que tenemos son: sexo, edad, musculatura, estación del año y los cambios sexuales asociados con el desove y la alimentación.

En el músculo del pez los nutrientes más abundantes son: el agua, las proteínas, los lípidos, carbohidratos, vitaminas y minerales ya que determinan propiedades muy importantes como el valor calórico, propiedades organolépticas, textura y capacidad de conservación (Vera Veliz, 2020). Son sustratos fácilmente biodegradables, como carbohidratos, lípidos y proteínas, por lo que tienen una rápida biometanización, pero sus productos de degradación (amonio) de la misma manera pueden inhibir el proceso (Ahua et al., 2020) (Regueiro et al., 2012).

### **Problemática**

En los últimos 45 años la ingesta mundial de pescado per cápita casi se ha multiplicado, lo que se ha traducido en un aumento de los desechos de procesamiento de pescado. Los restos del procesamiento de pescado tienen un gran potencial como fuente de energía (Kafle et al., 2013).

La cantidad de residuos generados durante el tratamiento de productos del mar depende de factores como el tipo, el tamaño, el método de captura, el método de procesamiento, las regulaciones locales y del mercado, etc. Los desechos generados constituyen del 40% al 65% del peso corporal total y se eliminan en la mayoría de los casos en el ambiente inadecuado (Salas, 2016).

Estos desechos alteran los ecosistemas costeros en diferentes niveles al causar altas cargas de contaminación, reducir la biomasa, la densidad y la diversidad de especies en el medio ambiente y alterar las cadenas alimentarias naturales. En consecuencia, la eliminación de estos residuos se ha convertido en una preocupación pública y actualmente se está estudiando una solución. Para solucionar este problema, una alternativa es la digestión anaerobia de estos residuos (Salas, 2016).

Durante la elaboración de las conservas de pescado se produce una gran cantidad de residuos sólidos, ya que hasta el 50% de la masa de la materia prima se convierte en residuo (Kafle et al., 2013).

El 45 % del peso vivo son desechos, se estima que se generan anualmente casi 64 millones de toneladas de desechos de pescado. Se componen principalmente de cabeza, vísceras, huesos y escamas y son rico en lípidos y proteínas. Estos a menudo se subutilizan y se utilizan principalmente para producir productos de alimentación animal de bajo valor, como harina de pescado o ensilaje de pescado (Nges et al., 2012).

El aumento de los desechos del procesamiento de pescado y el creciente mercado de las energías renovables significan que los desechos del procesamiento de pescado pueden desempeñar un papel como fuente de biocombustibles en el futuro (Kafle et al., 2013).

Existen un elevado número de opciones de valorización para los subproductos de la acuicultura para la obtención de productos de valor como la producción de energía mediante biometanización, el compostaje o la incineración (Iñarra et al., 2018).

Estudios demuestran que la digestión anaerobia podría ser una buena manera de utilizar los desechos de pescado ya que es capaz de producir no solo biocombustibles sino también residuos sólidos mineralizados que pueden usarse como biofertilizantes (Kafle et al., 2013).

Cádiz es una zona costera con alta actividad acuícola por lo que gestionar estos residuos es un paso importante para la transición hacia la economía circular siguiendo el principio de proximidad (Alenza García, 2020), debido a que tanto la obtención de los residuos como su gestión tendrían lugar en la misma zona.

### **2.1.3 Vertidos de matadero**

Los vertidos de mataderos se generan en grandes volúmenes, con altas concentraciones de materia orgánica y son heterogéneos y variables (diferente tamaño de las instalaciones, tipo de especies sacrificadas y tipo de actividades) (Bustillo-Lecompte and Mehrvar, 2017; Moukazis et al. 2018).

#### **Características y composición**

Los valores medios de DQO y DBO<sub>5</sub> oscilan entre 3.000-6.000 mg/L y 500-3.000 mg/L, respectivamente. El contenido en nitrógeno oscila entre 150-300mg/l de NTK y 65-80 mg/l de NH<sub>4</sub>). Los valores de concentración de fósforo suelen encontrarse en el siguiente rango 20-25 mg/L de PO<sub>4</sub>.

Tienen un alto contenido en grasa (500-1500 mg/l) porque se procesan residuos animales, estas deben eliminarse para que el vertido se pueda tratar con mayor facilidad.

Presencia de sólidos en suspensión entre 1.000 y 2.500 mg/L procedentes de restos de estiércol y piel que decantan con facilidad. También se pueden encontrar la presencia de pelos y restos animales y vísceras en el vertido.

En general, los principales componentes presentes en las aguas de lavado son grasas y proteínas, pero también contienen otras sustancias como hidratos de carbono, glucosa, celulosa, heparina, sales biliares y detergentes (López Navajas, 2015).

Los efluentes presentan elevadas temperaturas y contenido en patógenos, además de altas concentraciones de compuestos orgánicos y nitrógeno. (Andrades, 2008).

### **Problemática**

Actualmente, los vertidos industriales tienen un gran impacto en la sociedad, debido al impacto y a que la UE y sus estados miembros cada vez imponen leyes más restrictivas para su tratamiento (López Navajas, 2015).

El consumo de agua en este tipo de industrias es cada vez mayor debido a que los productos son más elaborados y sufren más manipulaciones provocando una mayor demanda de agua, este mayor consumo de agua provoca un aumento del volumen de vertido. En los vertidos según la actividad de origen, se pueden encontrar presencia de amoniacos, aceites y grasas; el proceso de sangrado y lavado y la tripería (corte de estómagos e intestinos) producen efluentes con una elevada carga contaminante (López Navajas, 2015).

La gestión adecuada de estos vertidos pasa por la implantación de sistemas de tratamientos adecuados para evitar verter aguas con carga contaminante (López Navajas, 2015) siendo una opción adecuada su valorización energética mediante el proceso de digestión anaerobia para la obtención de biogás.

#### **2.1.4 Lodos de matadero**

En el apartado anterior se ha mencionado que el principal problema ambiental de este sector industrial es la generación de diferentes tipos de desechos sólidos y líquidos, como sangre, grasa o intestinos que comúnmente se mezclan para dar como resultado lo que se conoce como aguas residuales de matadero. Este residuo es una materia prima valiosa con el potencial de ser utilizada como fuente de energía sostenible (Agabo-Garcia et al., 2022). El tratamiento de estas aguas residuales tiene como consecuencia la generación de un volumen de lodos considerable que han de ser gestionados convenientemente.

#### **Características y composición**

Los lodos de matadero presentan una composición muy variable dependiendo del tipo de matadero y del procesamiento al que se haya sometido al agua residual. Presentan un alto

porcentaje de agua y un mayor contenido de materia orgánica, sangre y vísceras que los lodos de la EDAR (Teran Palacios, 2019).

La composición de estos lodos incluye los parámetros de SV (sólidos volátiles), ST (sólidos totales), DQO (demanda química de oxígeno) y AGV (ácidos grasos volátiles), pero es complicado establecer unos valores típicos de estos debido a la variabilidad y heterogeneidad de su composición.

### **Problemática**

En el tratamiento de las aguas industriales y en concreto las procedentes de industrias cárnicas y mataderos es posible que el balance nutritivo no sea el adecuado para obtener un buen lodo activo por lo que es necesario añadir nutrientes extras (López Navajas, 2015).

Cada vez se realizan más estudios y proyectos sobre la eliminación y el tratamiento de lodos obtenidos en las plantas de tratamiento biológico de aguas residuales, debido a que en los últimos años el volumen de lodos se ha incrementado porque las normativas respecto al vertido y tratamiento de aguas residuales se han vuelto más estrictas (Riau et al., 2010).

Para tratar las aguas residuales los mataderos grandes y el matadero del que se han obtenido los lodos de matadero para el presente trabajo “Montesierra SA”, incorporan una pequeña planta de tratamiento para depurar los contaminantes mediante DBO5, aceites y grasas, sólidos suspendidos, DQO, microorganismos patógenos y en ocasiones compuestos nitrogenados y fosforados. Lo más efectivo sería diseñar un sistema que realice un pretratamiento, tratamiento primario y uno secundario (Andrades, 2008).

Se ha demostrado que la solución más eficiente es recuperar estos lodos energéticamente utilizando la digestión anaerobia para generar biogás (Sillero et al., 2022).

Estudios han demostrado que estos lodos una vez tratados al mezclarlos con otros sustratos mejoran considerablemente la producción de biometano en el proceso de codigestión anaerobia (Agabo-Garcia et al., 2022).

## **2.2 Digestión anaerobia**

La digestión anaerobia es una fermentación microbiana en ausencia de oxígeno que produce una mezcla de gases, principalmente metano y dióxido de carbono, llamada

"biogás" y una suspensión acuosa o "lodo" que presenta los microorganismos encargados de la degradación de la materia orgánica (Acosta et al., 2005).

Es una tecnología de valorización porque produce energía renovable a partir del biogás obtenido, esto es gracias a que presenta un gran potencial para el tratamiento de residuos sólidos biodegradables. Podría remplazar la energía obtenida de combustibles fósiles, reduciendo así los impactos ambientales, el calentamiento global y la lluvia ácida (Eiroa et al., 2012).

El digerido o digestato resultante del proceso anaerobio contienen nitrógeno y el fósforo, nutrientes de interés en la agricultura, por lo que pueden ser utilizados como biofertilizantes siempre que se cumplan los estándares requeridos (Nges et al., 2012).

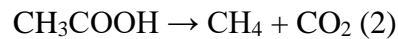
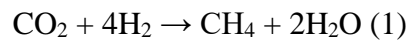
### 2.2.1 Etapas de la digestión anaerobia

1. **Hidrólisis:** Es el primer paso de la digestión anaerobia. En esta etapa los compuestos orgánicos se solubilizan en un medio acuoso mediante enzimas excretadas por bacterias hidrolíticas. La hidrólisis es, por tanto, la reducción de tamaño del material particulado a formas más solubles (Acosta et al., 2005). Es considerada la etapa limitante del proceso en residuos con elevado contenido en sólidos (Paredes et al., 2018).
2. **Acidogénesis:** Esta etapa los compuestos orgánicos solubles obtenidos en la hidrólisis son convertidos en ácidos orgánicos, acético, propiónico y butírico, fundamentalmente (Acosta et al., 2005). Se lleva a cabo con una tasa de crecimiento 35 veces superior que la fase metanogénica. Los microorganismos encargados de formar ácidos grasos volátiles son facultativos y anaerobios, y resisten bien los cambios en las condiciones de crecimiento: rango amplio de pH, altas temperaturas y velocidades de carga orgánica (Paredes et al., 2018).
3. **Acetogénesis:** En esta etapa las bacterias acetogénicas transforman los ácidos grasos volátiles en ácido acético. En concreto, ácido butírico y ácido propiónico, y alcoholes se convierten en anhídrido carbónico, hidrógeno y ácido acético (Paredes et al., 2018).

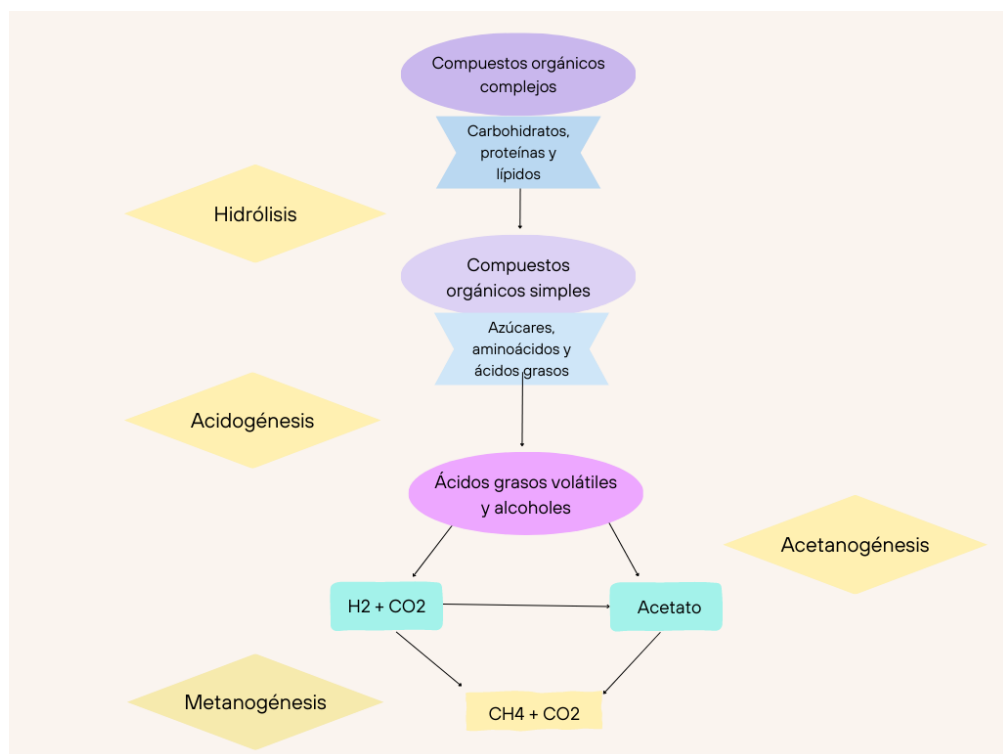
El H<sub>2</sub> forma un complejo intermediario, el cual favorece la formación de ácidos en el proceso, por este motivo es importante mantener la presión parcial de hidrógeno en un nivel que permita el desarrollo espontáneo de las demás reacciones de la etapa (Paredes et al., 2018).



4. **Metanogénesis:** Es la última etapa de la digestión anaerobia, en esta las metanógenas forman metano a partir del acético y del CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub> generado en las etapas previas.
5. Existen dos vías generales que emplean el ácido acético y dióxido de carbono, los dos productos principales de las tres primeras fases de la digestión anaerobia, para formar metano en la metanogénesis:



El CO<sub>2</sub> se puede convertir en metano y agua a través de la reacción (1), pero el mecanismo principal para generar metano en la metanogénesis es la vía que incluye el ácido acético (2). En esta vía se crea metano y CO<sub>2</sub>, los dos productos principales de la digestión anaerobia (Kirk & Gould, 2020).



**Figura 1:** Etapas de la digestión anaerobia. Fuente: elaboración propia.

### 2.2.2 Tipos de procesos

El proceso de Digestión anaerobia monoetapa ocurre en un solo equipo en el que tienen lugar las 4 fases de la digestión explicadas en el apartado anterior. (Negri et al., 2020).

Este tipo de proceso se emplea en la mayoría de las plantas industriales de biometanización de residuos orgánicos y lodos por presentar diseños más simples y ser

más sencillo de utilizar y construir que los otros tipos (Negri et al., 2020). No obstante, puede presentar problemas de inhibición por acidificación del medio cuando la tasa de ácidos grasos volátiles generados por las bacterias acidogénicas y acetogénicas es mayor que la de los consumidos por las arqueas metanogénicas y esto implica que el pH tenga caídas repentinas acidificándose y que el proceso se inhiba (Cremonez et al., 2021).

El presente trabajo se centra en este tipo de tecnología. No obstante, cabe mencionar que existen otras tecnologías también muy utilizadas: la digestión anaerobia con separación de fases, las etapas de proceso anaerobio se desarrollan en dos reactores en serie (reactor acidogénico y reactor metanogénico) lo que permite seleccionar en cada reactor las condiciones óptimas de crecimiento para las comunidades implicadas en las primeras y últimas etapas independientemente, y producir  $H_2$  además de  $CH_4$ ; la digestión anaerobia con fases de temperatura (Temperature Phase Anaerobic Digestion, TPAD), permite operar a temperatura termofílica y mesofílica en dos reactores monoetapa en serie, combinando así las ventajas del proceso a cada temperatura. Actualmente, se investiga la tecnología TPAD con separación de fases de microorganismos (reactor acidogénico termofílico y reactor metanogénico mesofílico) porque posibilita la valorización de los residuos generando  $H_2$  y  $CH_4$ , además de un digerido estabilizado higienizado que puede ser utilizado con fines agronómicos.

### **Codigestión anaerobia**

La codigestión anaerobia se basa en la digestión de una mezcla de dos o más sustratos con propiedades complementarias, de esta forma la producción de biogás se mejora a través de su tratamiento conjunto (Arhoun, B, 2017).

La codigestión anaerobia de dos o más sustratos favorece la recuperación de energía y nutrientes de los desechos orgánicos y otras materias primas (Cook et al., 2017).

Presenta ventajas frente a la monodigestión anaerobia como por ejemplo el aumento de la producción y el rendimiento de metano, una reducción mayor de los sólidos volátiles, la dilución de metales pesados, una mayor estabilización, un incremento de la biodegradabilidad de la materia orgánica (Sillero et al., 2022), la mejora del equilibrio de nutrientes, la relación C/N y la reducción de efectos inhibitorios debido a sustancias tóxicas a través de la dilución (Arhoun, B, 2017).

El uso de la codigestión anaerobia es limitado a pesar de sus beneficios, debido a que puede provocar una mayor complejidad operativa y sufrir los mismos problemas que la monodigestión como por ejemplo la inhibición y la generación de espuma en el digester (Cook et al., 2017).

En la codigestión anaerobia es muy importante seleccionar las mejores proporciones de sustratos en la mezcla basadas en las interacciones positivas (por ejemplo, sinergismos y nutrientes y el balance de humedad) para optimizar la producción de metano, seleccionar el mejor rango para parámetros como el pH y la alcalinidad y evitar la inhibición (Arhoun, B, 2017).

Los resultados de este proceso dependen del tipo y de la composición de los sustratos a tratar, porque la selección inadecuada de cosustratos, de composición de estos 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).

La codigestión presenta diversas ventajas, tecnológicas, económicas y ecológicas y como consecuencia se obtiene un mejor tratamiento de los residuos orgánicos. Los estudios muestran que la generación de biogás a través del proceso de codigestión anaerobia suele ser superior al de monodigestión de los sustratos. Además, la codigestión unifica la gestión de los residuos al compartir instalaciones de tratamiento, disminuyendo los costes de inversión y explotación y permite tratar mayores cantidades de residuos en instalaciones centralizadas a gran escala, lo que conlleva una menor necesidad de grandes cambios incrementando la viabilidad económica de dichas instalaciones (Arhoun, B, 2017).

### **2.3 Ensayo de potencial bioquímico de metano (BMP)**

El potencial bioquímico de metano (BMP) mide la biodegradación de un sustrato determinado mediante el control de la producción acumulada de metano en muestras cultivadas anaeróbicamente en un entorno químicamente definido (Gómez Álvarez., 2017).

Es un ensayo discontinuo o “batch” de laboratorio que consiste en mezclar un sustrato orgánico con un inóculo anaeróbico en condiciones experimentales y operativas definidas. El CH<sub>4</sub> producido durante la fermentación anaeróbica se cuantifica mediante un método de medición especial (Cárdenas Cleves et al., 2016).

Se calcula como la cantidad máxima de metano que se acumula en la duración del ensayo, dividida entre la cantidad de masa de sustrato añadida, determinada como DQO o ST o SV, y se expresa en mL de CH<sub>4</sub>/gDQO o gST o gSV (Bres et al., 2022).

A partir de este ensayo se puede determinar la biodegradabilidad metanogénica de un residuo, es decir, es una medida de la fracción de materia orgánica capaz de convertirse en biogás (metano) en un proceso de digestión anaerobia. Se puede expresar como la fracción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) o como la fracción de los sólidos volátiles (SV) de la muestra que es metanizada (Bres et al., 2022).

Según Cárdenas Cleves et al., (2016) algunas de sus aplicaciones son:

- Determinar la biodegradabilidad anaerobia de residuos orgánicos y producción máxima de CH<sub>4</sub>.
- Determinar el potencial de producción de energía del sustrato.
- Establecer y fomentar indicadores nuevos para evaluar sustratos potenciales y su efecto en la codigestión.
- Elegir el inóculo y evaluar la aptitud o inhibición microbiana.
- Simular los procesos de digestión anaerobia y predecir el rendimiento de estos a gran escala.

En este ensayo intervienen distintos elementos que se agrupan en cuatro grupos grandes: asociados con el sustrato, con el inóculo, con las condiciones operacionales y con las experimentales (Cárdenas Cleves et al., 2016).

- Sustrato: se debe hacer una caracterización fisicoquímica, determinar si es necesario un pretratamiento o no, se debe tener en cuenta la concentración inicial y la cantidad y la calidad (Cárdenas Cleves et al., 2016).
- Inóculo: es importante la calidad y la cantidad, la procedencia y su aclimatación, la caracterización fisicoquímica y su concentración inicial (Cárdenas Cleves et al., 2016).
- Condiciones experimentales: los métodos más empleados en estos ensayos son los métodos volumétricos y los manométricos (Cárdenas Cleves et al., 2016).
- Condiciones operacionales:

- Físicas: la duración del ensayo que depende de la biodegradabilidad del sustrato, la agitación, la capacidad del reactor y la temperatura. Esta última es uno de los factores más importantes en este tipo de ensayos, que se realizan a temperaturas de 35°C y 55°C, según sean mesofílicos o termofílicos, respectivamente (Cárdenas Cleves et al., 2016).
- Químicas: las condiciones anaerobias, la solución de nutrientes, la captura de CO<sub>2</sub>, la alcalinidad y el pH. En estos ensayos debe tener valores entre 7 y 7,8, valores cercanos a la neutralidad (Cárdenas Cleves et al., 2016).

### **3.Objetivos.**

#### **3.1 Objetivo general.**

El objetivo principal del presente trabajo es determinar el potencial de la producción de metano de residuos de pescado y residuos de matadero mediante la codigestión anaerobia de lodos.

#### **3.2 Objetivos específicos**

Los objetivos específicos son:

- Determinar y analizar el rendimiento de producción de metano en procesos de codigestión anaerobia monoetapa operando en rango mesofílico (35°C) y en rango termofílico (55°C) de la mezcla lodos de EDAR y residuos de pescado.
- Comparar los rendimientos obtenidos en el rango mesofílico con los del termofílico.
- Determinar y analizar el rendimiento de producción de metano en procesos de codigestión anaerobia monoetapa operando en rango mesofílico (35°C) de la mezcla lodos de matadero y vertidos de matadero.
- Determinar la proporción adecuada de la mezcla de residuos en ambos ensayos en base a rendimiento de metano y eficiencia depurativa.

### **4.Material y métodos**

En este apartado se recoge la metodología científica empleada para la realización del presente trabajo, empezando por la caracterización de los sustratos, los inóculos y las mezclas utilizadas, después se detallan los equipos, instrumentos y las técnicas utilizadas.

Este trabajo experimental se ha llevado a cabo en los laboratorios de Tratamiento Biológico de Residuos (TBR) y Tratamiento de aguas residuales del Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente de la Universidad de Cádiz.

## **a. Caracterización**

### **i. Selección de los sustratos e inóculos**

Los sustratos empleados en este estudio son:

- Lodos de depuración procedentes de la Estación Depuradora de Aguas Residuales Guadalete, situada en Jerez de la Frontera.
- Residuos de pescado proporcionados por el Servicio Central de Investigación en Cultivos Marinos de la Universidad de Cádiz.
- Lodos y vertidos de matadero proporcionados por la empresa Montesierra S.A., ubicada en Jerez de la Frontera.

Los inóculos utilizados en los ensayos son los efluentes de dos digestores anaerobios del grupo de investigación que están operativos en el laboratorio en las siguientes condiciones: reactor mesofílico (IM) y reactor termofílico (IT) de 5 litros de capacidad, 20 días de tiempo hidráulico de retención (THR) alimentados con lodos de EDAR.

Para llevar a cabo el estudio se han empleado dos tipos de alimentación o sustrato, consistentes en las siguientes mezclas de residuos y lodos:

- Lodos de EDAR y restos de pescado (LP).
- Lodos y vertidos de matadero (LV).

### **b. Ensayos de potencial bioquímico de metano (BMP)**

En el presente trabajo se van a realizar dos bloques de ensayos BMP para determinar el potencial de biometanización de la codigestión de lodos de EDAR y restos de pescado (primer ensayo) y lodos y vertidos de matadero (segundo ensayo).

Los ensayos se realizan en viales opacos de vidrio de 250 mL con un volumen de trabajo de 120 mL (se añaden 60 mL de sustrato y 60 ml de inóculo). En los 130 mL restantes (espacio en cabeza) se almacena el biogás producido diariamente.

En el caso del test lodo EDAR y restos de pesado, las mezclas preparadas se muestran en la Tabla 1.

**Tabla 1:** Proporciones y nomenclatura de los sustratos mezcla (LP).

Proporción	Nomenclatura	Composición
0:100	L+IM	60 mL lodo + 60 mL IM
25:75	75L:25P + IM	15 mL pescado + 45 mL lodo + IM
50:50	50L:50P + IM	30 mL lodo + 30 mL pescado + 60 mL IM
0:100	L+IT	60 mL lodo + 60 mL IT
25:75	75L:25P + IT	15 mL pescado + 45 mL lodo + IT
50:50	50L:50P + IT	30 mL lodo + 30 mL pescado + 60 mL IT

En el tests lodos y vertidos de matadero se ensayan las siguientes proporciones:

**Tabla 2:** Proporciones y nomenclatura de los sustratos mezcla (LV).

Proporción	Nomenclatura	Composición
0:100	V	60 mL vertido + 60 mL IM
25:75	75V:25L	15 mL lodo + 45 mL vertido + IM
50:50	50V:50L	30 mL lodo + 30 mL vertido + 60 mL IM
75:25	25V:75L	45 mL lodo + 15 mL vertido + IM
100:0	L	60 mL lodo + 60 mL IM

De cada mezcla se preparan tres réplicas y se añade por duplicado un control de inóculo y agua destilada para conocer la producción de metano procedente del inóculo. Esta cantidad será sustraída a la producción total de metano del ensayo para obtener la cantidad de metano generada únicamente por el sustrato.

El pH de cada mezcla se ajusta a un valor entre 7 y 7,8 para evitar la inhibición de las arqueas metanogénicas y mantener las condiciones de operación adecuadas.

Al empezar y terminar el ensayo se realiza una caracterización fisicoquímica de la muestra a digerir y digerida, respectivamente.

Todos los viales (Figura 2) se introducen en una incubadora orbital con agitación y temperatura constante, para los viales con IM la temperatura es de 35°C y para los que tienen IT a 55°C. Antes de introducirlos se elimina el oxígeno del espacio en cabeza purgándolos, pasando una corriente de nitrógeno.

Durante el ensayo, diariamente se mide la presión del interior de cada vial para determinar el volumen de gas generado y el contenido de metano mediante un manómetro. El ensayo finaliza cuando la producción diaria de biogás es inferior al 1%.



**Figura 2:** Viales con las muestras preparados para medir la presión y el contenido de metano. Fuente: Elaboración propia.

#### **4.1 Técnicas analíticas y equipos**

Las técnicas analíticas empleadas están dentro de los protocolos normalizados presentes en los Métodos Estándar para el Análisis de Aguas Potables y Residuales (APHA; AWWA; WPCF; 2012).

Los parámetros de caracterización utilizados fueron: pH, demanda química de oxígeno total (DQOt) y soluble (DQOs), sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), ácidos grasos volátiles (AGV), relación C/N, alcalinidad, nitrógeno total y nitrógeno amoniacal.



Los protocolos empleados en las determinaciones analíticas utilizados en este estudio se explican a continuación:

▪ **pH**

La medición del pH siguió el método normalizado 4500B de la APHA-AWWA-WPFC.

Se ha empleado un pHmetro sensION+.

El instrumento se calibra diariamente con soluciones patrón a pH 4, 7 y 9. Una vez calibrado, el pH se mide sumergiendo el electrodo e la muestra y se anota el valor con dos cifras decimales que nos proporciona.

▪ **Demanda química de oxígeno total (DQOt) y soluble (DQOs)**

La concentración de materia orgánica de las muestras (DQOt y DQOs), se determina mediante la técnica de espectrofotometría empleando el método colorimétrico normalizado 52020D de la APPHA-AWWA-WPFC.

En primer lugar, se encienden los termo-reactores a 150°C de temperatura.

Después, se preparan las muestras para introducirlas en tubos de cultivo, para ello se preparan las diluciones, estas son diferentes para cada sustrato:

- Lodos de EDAR → 1:50.
- Pescado → 1:250.
- Mezcla LP → 1:200.
- Lodos de matadero → 1:50.
- Vertidos de matadero → 1:25.
- Inóculos y mezclas LV → 1:50.

Para la DQOt se extraen 2,5 mL de la dilución con una micropipeta y se introducen en cada tubo de digestión.

Para la DQOs se introducen 50 mL de la dilución en tubos Falcon y estos se introducen en una centrifugadora Ortoalresa Unicen 21 durante 10 minutos.

Una vez terminada la centrifugación se extraen 2,5 mL del sobrenadante y se introducen en los tubos de digestión (Figura 2).

A continuación, a cada tubo digestor se le añade 1,5 mL de dicromato potásico ( $K_2Cr_2O_7$ ) y 3,5 mL de ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ), estas disoluciones se encuentran preparadas con anterioridad en el laboratorio.

Se cierran los tubos y se introducen en el termo-reactor durante 2 horas. Una vez transcurrido el tiempo se sacan los tubos y se introducen en un baño de agua fría.



**Figura 3:** Tubos de cultivo con las muestras después de sacarlos del termorreactor.

Fuente: Elaboración propia.

Finalmente, se mide la absorbancia de las muestras en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 585 nm.

La concentración de cada muestra, expresada como gramos de oxígeno necesarios para oxidar un litro de muestra, se obtiene a partir de la curva de calibrado preparada con anterioridad usando el patrón ftalato de hidrógeno de potasio y las medidas de la absorbancia.

- **Sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV)**

- **Sólidos totales**

- Se determinan mediante gravimetría, según el protocolo normalizado 2540B de la APHA-AWWA-WPFC.

- El primer paso es pesar en una balanza autocalibrante OHAUS Explorer, que mide con una precisión de 0,0001 gramos, un crisol de porcelana capaz de soportar altas temperaturas, se anota su peso (P1) y se tara la balanza para pesar aproximadamente 10 gramos de la muestra, obteniendo así el (P2). De cada muestra se realizan 3 réplicas.

- A continuación, se ponen los crisoles con las muestras en una estufa de secado INDELAB durante 24 horas a 105°C.

Una vez transcurrido el tiempo se sacan los crisoles de la estufa y se dejan en el desecador para que se enfríen, después se vuelven a pesar y se anota el valor (P3). Los ST se expresan como g/L de sólidos totales frente al total de la muestra y se emplea la siguiente fórmula:

$$ST \left( \frac{g}{L} \right) = \frac{P3 - P1}{P2} * 1000$$

Con este parámetro se calcula el contenido en materias disueltas y suspendidas contenidas en la muestra.

### **Sólidos volátiles**

Este parámetro se estima por gravimetría mediante el método normalizado 2540E de la APHA-AWWA-WPFC usando el residuo seco obtenido en el cálculo de los ST.

Este residuo se calcina en un horno mufla Carbolite a 550°C durante 1 hora. Después, se dejan enfriar los crisoles en el desecador para pesarlos a continuación en la balanza y anotar su peso (P4).

El valor de SV expresado como el porcentaje de SV en relación con los ST se determina mediante la siguiente fórmula:

$$SV \left( \frac{g}{L} \right) = ST \left( \frac{g}{L} \right) - \left( \frac{P4 - P1}{P2} * 1000 \right)$$

### ▪ **Ácidos grasos volátiles (AGV)**

Los ácidos grasos volátiles se analizan mediante cromatografía de gases utilizando un cromatógrafo Shimadzu GC – 2010 Plus.

El protocolo consta de los siguientes pasos:

1. Centrifugación: se añaden 25 mL de muestra a un tubo Falcon y se enrasan hasta los 25 mL con agua destilada. Una vez cerrados se centrifugan durante 10 minutos en la centrífuga Ortoalresa Unicen 21. Una vez transcurrido el tiempo se extraen 25 mL del sobrenadante, se introducen en otro tubo Falcon y se centrifugan de nuevo durante 10 minutos.
2. Filtrado: se filtran las muestras (sobrenadantes) empleado tubos Eppendorf de 1,5 mL de capacidad usando filtros de 0,22 µm.

3. Añadir las muestras filtradas en viales de cromatografía: 0,5 mL de muestra filtrada, 0,4 mL de ácido ortofosfórico diluido y 0,1 mL de patrón interno (fenol, 579,2 ppm). Se preparan 3 réplicas de cada muestra.
4. Medir en el cromatógrafo: introducir los viales en el cromatógrafo de gases. El programa determina los gramos equivalentes de acético por litro de los diferentes ácidos grasos volátiles: acético, propiónico, isobutírico, butírico, isovalérico, valérico, isocaproico, caproico y heptanoico.

- **Volumen y composición de biogás**

El volumen de biogás generado se calcula midiendo diariamente la presión de cada reactor utilizando un medidor de presión C95071S, se pincha con la aguja del medidor el septum de cada reactor y con la Ley de los Gases Ideales se estima el volumen en mL de biogás generado por día.

La composición del gas generado se obtiene utilizando un metanómetro Geotech biogás 5000, nos proporciona los porcentajes de los gases principales presentes en los reactores (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, CO, H<sub>2</sub>S y un balance de la proporción de otros gases).

- **Alcalinidad**

Este parámetro se determina utilizando el método colorimétrico normalizado de la APHA-AWWA-WPFC mediante el fotómetro multiparamétrico HANNA (HI83399). Para ello, diluciones de las muestras 1:50, se centrifugan durante 10 minutos. Después, se añaden 10 mL de la muestra en una cubeta y se introduce en el fotómetro para calibrar el cero.

A continuación, se adiciona 1 mL del reactivo indicador de alcalinidad HI775S a la muestra, se agita la cubeta 5 veces y se introduce en el instrumento para obtener la medida de concentración de mg/L de carbonato cálcico (CaCO<sub>3</sub>).

- **Nitrógeno total (NT)**

El Nitrógeno total se determina por el mismo método que la alcalinidad APHA-AWWA-WPFC por lo que se utiliza el mismo equipo, fotómetro multiparamétrico HANNA (HI83399).

Se siguen los siguientes pasos:

1. Se retira la tapa de los viales de digestión de NT, a cada uno se le añade un sobre de persulfato potásico, a un vial se le adicionan 0,5 mL de agua desionizada y a los demás 0,5 mL de la muestra que se quiere analizar mientras se mantienen los viales en un ángulo de 45°.
2. Se pone la tapa a los viales, se agitan hasta que se complete la disolución y se introducen en el reactor durante 30 minutos.
3. Una vez que los viales se han enfriado se les añade un sobre de metabisulfito sódico y se agitan suavemente durante 15 segundos.
4. Se espera durante 3 minutos y una vez transcurrido el tiempo se añade el reactivo indicador de nitrógeno total (HI93767-0) contenido en un sobre. Los viales se cierran y se agitan suavemente durante 15 segundos.
5. En los viales de reactivo indicador de NT se añaden 2mL de muestra y en uno 2mL del blanco digerido y se invierten 10 veces.
6. Se introduce el vial del blanco en la célula de medición y se esperan 5 minutos. Se hace el cero
7. Se introduce el vial de la muestra y se hace la lectura. El instrumento muestra los resultados en mg/L de nitrógeno.

▪ **Amoniaco**

La determinación de amoniaco se realiza mediante el método colorimétrico normalizado de la APHA-AWWA-WPFC empleando el fotómetro multiparamétrico HANNA (HI83399). El protocolo consta de las siguientes fases:

1. Se selecciona el método Amoniaco en el fotómetro.
2. Se añaden 5 mL de la muestra al vial de reactivo indicador de amoniaco (HI93764A-0), manteniendo el vial en un ángulo de 45°.
3. Se tapa y se invierte el vial varias veces para mezclar.
4. Se introduce el vial en la célula de medición y se hace el cero.
5. Se le añaden 4 gotas del reactivo de Nessler al vial, se tapa y se invierte varias veces.
6. Se introduce en la célula de medición y se pone el temporizador de 3 minutos y medio y cuando finaliza el instrumento muestra los resultados en mg/L de nitrógeno amoniacal.
7. Se repite este proceso para cada muestra que se quiere analizar.

## ▪ Rendimiento de los procesos

La biodegradabilidad de las muestras se determina mediante los datos obtenidos en la caracterización fisicoquímica de las mezclas, se emplean como parámetros los porcentajes de eliminación de DQO total y soluble y los porcentajes de eliminación de sólidos totales y volátiles.

Estos parámetros se calculan con las siguientes expresiones matemáticas:

$$\text{Eliminación de DQOt (\%)} = \left( \frac{\text{DQOt0 (mi)} - \text{DQOf (mi)}}{\text{DQOt0 (mi)}} \right) \times 100$$

$$\text{Eliminación de DQOs (\%)} = \left( \frac{\text{DQOs0 (mi)} - \text{DQOf (mi)}}{\text{DQOs0 (mi)}} \right) \times 100$$

$$\text{Eliminación de ST (\%)} = \left( \frac{\text{ST0 (mi)} - \text{STf (mi)}}{\text{ST0 (mi)}} \right) \times 100$$

$$\text{Eliminación de SV (\%)} = \left( \frac{\text{SV0 (mi)} - \text{SVf (mi)}}{\text{SV0 (mi)}} \right) \times 100$$

$$\text{Eliminación de AGV (\%)} = \left( \frac{\text{AGV0 (mi)} - \text{AGVf (mi)}}{\text{AGV0 (mi)}} \right) \times 100$$

Siendo:

- DQO<sub>0</sub> (mi): Valor de DQO total al inicio del ensayo de la muestra i.
- DQO<sub>f</sub> (mi): Valor de DQO total al final del ensayo de la muestra i.
- DQO<sub>s0</sub> (mi): Valor de DQO soluble al inicio del ensayo de la muestra i.
- DQO<sub>sf</sub> (mi): Valor de DQO soluble al final del ensayo de la muestra i.
- ST<sub>0</sub> (mi): Concentración de sólidos totales al inicio del ensayo de la muestra i.
- ST<sub>f</sub> (mi): Concentración de sólidos totales al final del ensayo de la muestra i.
- SV<sub>0</sub> (mi): Concentración de sólidos volátiles al inicio del ensayo de la muestra i.
- SV<sub>f</sub> (mi): Concentración de sólidos volátiles al final del ensayo de la muestra i.

- AGV0 (mi): Concentración de ácidos grasos volátiles al inicio del ensayo de la muestra i.
- AGVf (mi): Concentración de ácidos grasos volátiles al final del ensayo de la muestra i.

Los equipos empleados para la medición y manipulación de los sustratos de acuerdo con las técnicas seleccionadas aparecen ilustrados en el Anexo I.

## 5. Resultados y discusión

En el presente apartado se exponen los resultados más importantes obtenidos durante las diferentes etapas del ensayo experimental realizando un análisis y discusión de los mismos.

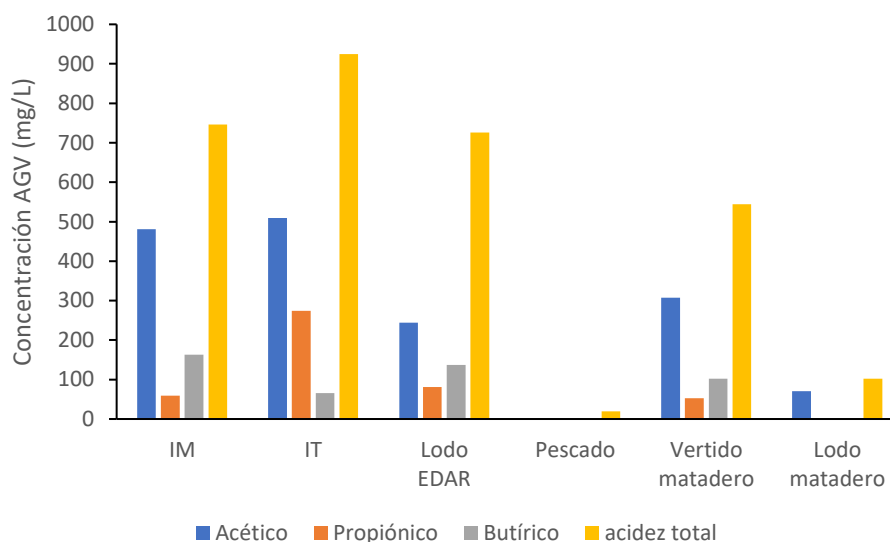
Todas las medidas analíticas se han realizado por triplicado, por lo que se muestran los valores medios y desviaciones.

### 5.1 Caracterización de los residuos e inóculos

En la Tabla 3 se muestran los resultados obtenidos de la caracterización fisicoquímica de los lodos y residuos junto con los inóculos termofílico y mesofílico empleados en los ensayos. Asimismo, en la Figura 4 se recogen los valores medios de las concentraciones de los principales ácidos grasos volátiles de residuos e inóculos.

**Tabla 3:** Caracterización fisicoquímica de los residuos e inóculos.

Parámetros	Inóculo mesofílico	Inóculo termofílico	Lodo EDAR	Pescado	Lodo matadero	Vertido matadero
pH	7,71	7,52	6,18	6,27	7,16	6,95
DQOt (g/L)	47,54 ± 1,02	31,26 ± 1,91	44,96 ± 2,35	213,82 ± 1,01	25,33 ± 1,02	1,78 ± 1,03
DQOs (g/L)	10,39 ± 0,87	11,56 ± 1,01	0,44 ± 0,12	210,16 ± 0,92	0,59 ± 0,06	0,71 ± 0,09
ST (g/L)	34,06 ± 0,93	31,93 ± 1,37	45,64 ± 2,03	328,41 ± 0,46	28,67 ± 1,74	1,29 ± 0,09
SV (g/L)	23,64 ± 0,54	22,11 ± 1,16	34,16 ± 2,04	291,59 ± 1,21	18,96 ± 1,65	0,23 ± 0,14
NT (g/L)	1,9	2,05	0,5	5,25	0,2	0,025
C/N	32,77	25,35	17,36	9,81	18,12	8,12



**Figura 4:** Concentración ácidos grasos volátiles de los residuos e inóculos.

En la Tabla 3, se observa que los inóculos y los lodos de matadero tienen valores de pH neutro y que los restos de pescado, los lodos de EDAR y vertido de matadero presentan valores ligeramente ácidos.

Ambos inóculos muestran valores de DQOt, DQOs, SV y ST similares a los recogidos en anteriores estudios del grupo de investigación (López Rodríguez, 2021) y valores típicos de inóculos estables (Tena et al., 2020).

Respecto a la concentración de materia orgánica en lodos en base a la DQO, los lodos al estar constituidos por materia orgánica particulada tienen valores de DQOt muy altos en comparación con los de DQOs que son bajos o nulos, como es el caso de los lodos de EDAR (Luque, 2019). En relación con el contenido de sólidos, los lodos al proceder de un tratamiento biológico presentan un aporte importante de SV del total de sólidos (ST), en torno al 76% y 66% para lodos de EDAR y de matadero, respectivamente. La relación C/N, es algo inferior a la óptima para el proceso anaerobio (25-30), aun así, los valores indican una proporción equilibrada de nitrógeno frente a su contenido en carbono como es propio de este tipo de lodos. Los restos de pescado se destacan por ser el tipo de sustrato utilizado en este estudio, con los valores más altos de DQO, ST y SV, como corresponde a un residuo de alimento, caracterizado por su alto contenido de materia orgánica particulada. Es destacable su alta concentración de sólidos por la influencia que tiene en las primeras etapas del proceso en las que se realiza la hidrólisis y solubilización de la



materia orgánica. Su relación C/N es baja por el contenido eminentemente proteico de este residuo (Guerrero et al., 2016).

El vertido de matadero es el sustrato con menor contenido en materia orgánica total y disuelta, así como de sólidos.

Observando la Figura 4 se aprecia que el contenido total de AGV es superior en los inóculos y en el lodo de EDAR seguido del vertido de matadero. El inóculo termofílico es el que presenta los valores más altos de ácidos, 924 mg/L, y el resto de pescado es el sustrato que tiene una menor concentración de AGV, 19 mg/L.

El ácido Acético es el ácido mayoritario en todos los casos.

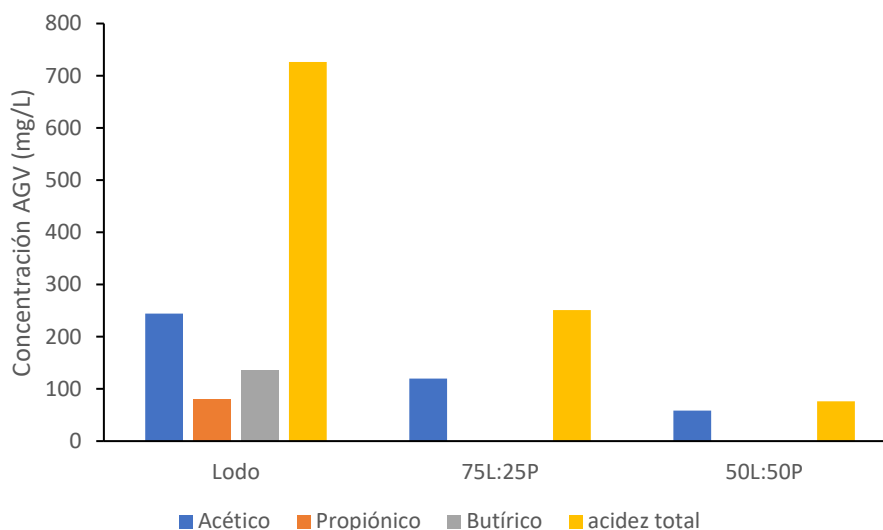
## 5.2 Caracterización de las mezclas de sustratos utilizadas en los ensayos BMP

En este epígrafe, se muestran los resultados de la composición fisicoquímica de las diferentes mezclas de residuos y lodos utilizadas en los ensayos BMP lodos-restos de pescado y BMP lodos-vertidos de matadero.

En la Tabla 4 y en la Figura 5 se recogen los valores medio obtenidos, con sus respectivas desviaciones estándar, de los parámetros analizados para el lodo y las mezclas de éste con los restos de pescado (mezclas L:P) empleadas en el ensayo BMP 1.

**Tabla 4:** Parámetros fisicoquímicos de los sustratos para el ensayo 1 de BMP.

Parámetros	Lodo 100	L:P 75:25	L:P 50:50
pH	6,18	6,33	6,16
DQOt (g/L)	44,96 ± 2,35	158,96 ± 1,15	250,05 ± 3,14
DQOs (g/L)	0,44 ± 0,12	64,56 ± 0,92	167,55 ± 2,23
ST (g/L)	45,64 ± 2,03	112,58 ± 0,74	188,39 ± 2,22
SV (g/L)	34,16 ± 2,04	100,89 ± 0,89	166,85 ± 2,58
NT (g/L)	0,5	2,2	5,3
C/N	17,36	16,62	12,78



**Figura 5:** Concentración de Ácidos Grasos Volátiles (mg/L) de las mezclas sin el inóculo.

Los restos de pescado al mezclarse con el lodo incrementan notablemente la materia orgánica de forma de DQO total y disuelta y el contenido en sólidos totales y volátiles. Como se puede ver en la Tabla 4, los valores de los parámetros, a excepción de la relación C/N, aumentan según se va incrementando la cantidad de residuo de pescado en la mezcla.

El pH es un parámetro muy importante para determinar la estabilidad del proceso de digestión anaerobia, cuyos valores tienen que encontrarse entre 6,5 y 7 (Cendales Ladino, 2011). En el caso de las mezclas de los sustratos LP, presentan valores ligeramente ácidos consecuencia de los valores de pH de los sustratos individualmente como se recoge en la Tabla 3. Una vez que se adiciona el inóculo a las mezclas al inicio del ensayo éstas alcanzan el rango óptimo sin necesidad de neutralizar.

En la Figura 5, se observa que el lodo es el que tiene una mayor concentración de AGV (746 mg/L), fundamentalmente de ácido acético, siendo el aporte de ácidos por parte del residuo de pescado prácticamente insignificante por lo que es mayor la concentración de AGV cuanto mayor sea la proporción de lodo.

En la Tabla 5 y en la Figura 6 se encuentran los resultados medios obtenidos, con sus respectivas desviaciones estándar, de los parámetros analizados para la caracterización fisicoquímica del lodo de matadero (L), vertido de matadero (V) y de las mezclas de lodo y vertido de matadero (mezclas LV) que son los sustratos y mezclas empleados en el ensayo BMP 2.

**Tabla 5:** Parámetros fisicoquímicos de lodo, vertido y las mezclas de lodo vertido ensayadas para el ensayo 2 de BMP.

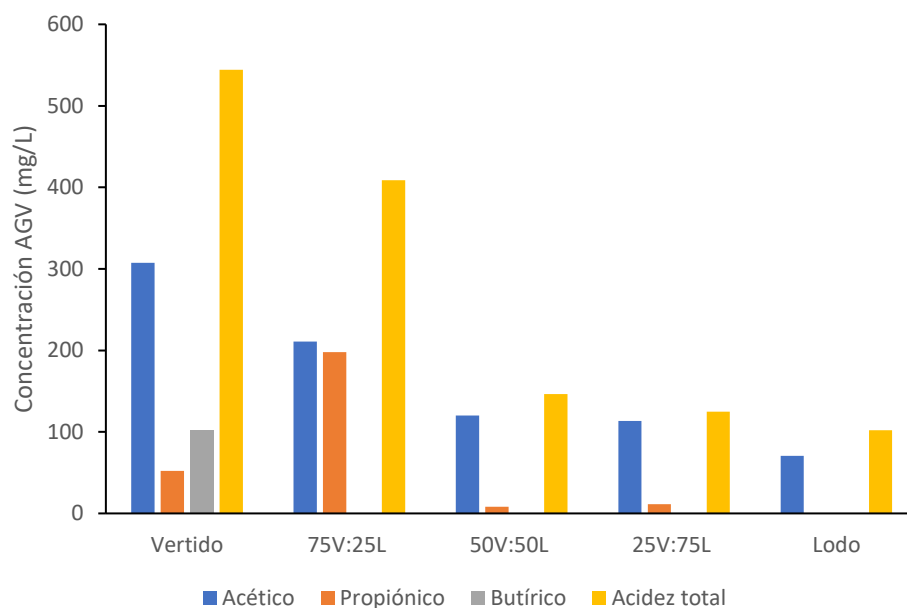
Parámetros	Vertido	75V:25L	50V:50L	25V:75L	Lodo
pH	6,95	7,08	7,11	7,12	7,16
DQOt (g/L)	1,78 ± 1,03	12,09 ± 1,02	16,63 ± 1,85	19,46 ± 2,33	25,33 ± 1,03
DQOs (g/L)	0,71 ± 0,09	0,34 ± 0,71	1,66 ± 2,01	0,44 ± 1,92	0,59 ± 0,06
ST (g/L)	1,29 ± 0,09	16,57 ± 0,84	27,55 ± 4,16	32,72 ± 6,77	28,82 ± 1,74
SV (g/L)	0,23 ± 0,14	11,63 ± 0,62	19,99 ± 4,03	24,54 ± 5,13	18,96 ± 1,65
NT (g/L)	0,025	0,05	0,2	0,1	0,2
C/N	8,12	11,34	16,82	18,95	18,12

Los sustratos empleados en el ensayo 2, como se ve en la Tabla 5, poseen valores neutros de pH, adecuado para que el proceso de digestión anaerobia se realice correctamente.

El vertido es el sustrato que tiene los valores más bajos de todos los parámetros, tiene poco contenido en materia orgánica, por ello en las mezclas el principal aporte de materia orgánica proviene del lodo. Por este motivo cuanto mayor es la proporción de lodos más altos son los valores de todos los parámetros. Encontramos algunos valores que no concuerdan y son superiores en las mezclas que en el lodo y es consecuencia de que las mezclas presentan una gran heterogeneidad y hay dificultad para mezclar el lodo con el vertido de matadero.

Los valores de DQO, SV y ST de las mezclas son similares.

El contenido de nitrógeno de las mezclas es muy bajo y los valores de la relación C/N aumentan según aumenta la proporción de lodos presente debido a que inicialmente este sustrato es el que poseía los valores más altos, presentan valores que se encuentran por debajo del rango óptimo (20-35).



**Figura 6:** Concentración de Ácidos Grasos Volátiles (mg/L) de las mezclas sin el inóculo.

La concentración total de AGV es superior en el vertido de matadero (544 mg/L) que en el lodo (102 mg/L). Como se observa en la Figura 6, según va disminuyendo la proporción de vertido en las mezclas, la concentración de AGV va disminuyendo.

### 5.3 Resultados de los ensayos BMP

Como se ha mencionado previamente en el apartado 4.2, se han llevado a cabo ensayos BMP con dos mezclas diferentes de residuos y lodos. El ensayo 1 para lodo y restos de pescado (LP) a dos temperaturas 35° (ensayo BMP1 mesofílico) y 55° (ensayo BMP1 termofílico) y el ensayo 2 para lodo y vertido de matadero (LV) a 35 ° (ensayo BMP2 mesofílico).

#### 5.3.1. Ensayo BMP 1 mesofílico.

En la Tabla 6 se muestran los resultados medios con su respectiva desviación estándar, de la caracterización fisicoquímica de las mezclas de L y P realizadas al principio y al final del ensayo BMP1 mesofílico.

**Tabla 6:** Caracterización fisicoquímica de las mezclas LP con IM al inicio y fin del ensayo BMP.

Parámetros		L	75L:25P	50L:50P
pH	Inicial	7,14	7	7,28
	Final	8,18	8,24	8,19
DQOt (g/L)	Inicial	38,96 ± 0,31	82,41 ± 0,51	86,02 ± 0,34
	Final	20,77 ± 0,22	35,45 ± 0,44	54,32 ± 0,49
DQOs (g/L)	Inicial	5,41 ± 0,21	33,84 ± 0,51	53,44 ± 0,35
	Final	7,70 ± 0,27	22,58 ± 0,21	46,96 ± 0,60
ST (g/L)	Inicial	40,21 ± 0,39	67,89 ± 0,74	93,47 ± 1,94
	Final	24,53 ± 0,21	28,70 ± 0,20	40,65 ± 0,85
SV (g/L)	Inicial	29,51 ± 0,14	56,73 ± 0,49	81,06 ± 1,26
	Final	15,03 ± 0,27	18,61 ± 0,19	29,96 ± 0,64
NT (g/L)	Inicial	1,5	2,8	4,8
	Final	4,55	10,6	15

Se puede observar que el pH inicial de las mezclas tiene un valor en torno a 7, el pH es neutro y presenta el valor óptimo para que las arqueas metanogénicas produzcan metano. Según diferentes estudios para que la actividad de las poblaciones metanogénicas no se inhiba el pH tiene que estar entre 6.7 y 8, valores inferiores a 6.5 inhiben la formación de metano (Arnaiz et al., 2000).

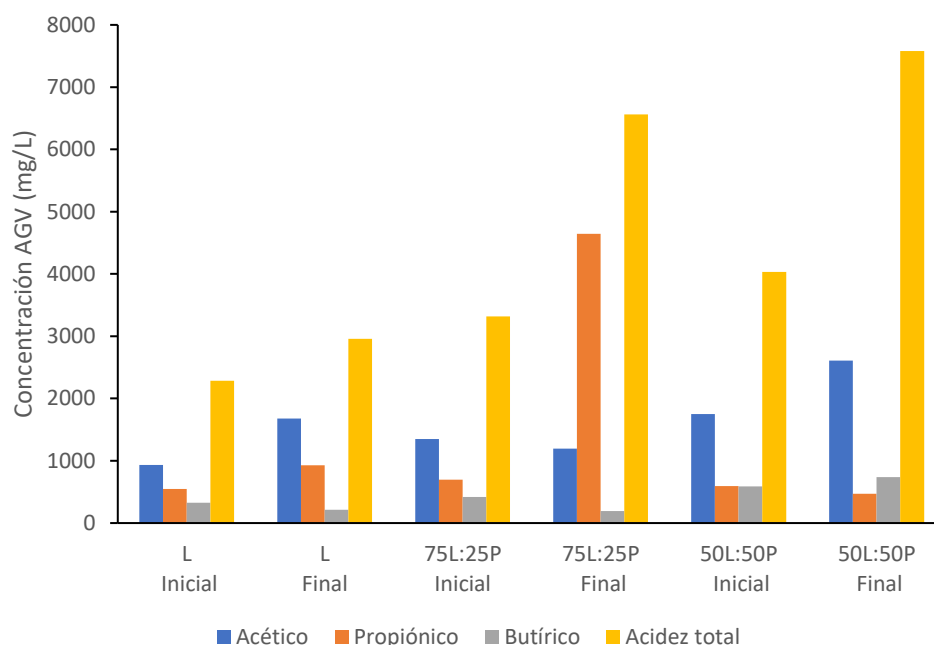
El pH al finalizar el ensayo en todas las mezclas aumenta, la subida del pH es debido a que en el proceso se liberan carbonatos que ejercen efecto tampón y aumenta el pH (Cáceres Cáceres, 2018).

Al inicio del ensayo, en relación con el contenido de materia orgánica, las mezclas contienen más materia orgánica que el lodo individualmente debido al aporte procedente del resto de pescado. Como se mostró en la caracterización de los residuos el contenido de materia orgánica en el pescado es muy superior al del lodo. Así, los valores iniciales de los parámetros de DQO total y soluble, ST, SV son mayores en las mezclas LP que en el lodo.

Al finalizar el ensayo en todas mezclas se produce una disminución en los valores de los parámetros anteriores, lo que significa que se ha consumido la materia orgánica disuelta y particulada. No obstante, la DQOs final en el lodo es mayor que la inicial lo que indica que durante el ensayo parte de la materia orgánica que se ha solubilizado no se ha consumido posteriormente en las etapas finales del proceso. Las mezclas también presentan altos valores de DQOs final, aunque menores que la DQOs inicial.

También, como consecuencia de la degradación de la materia orgánica se produce un aumento en el NT, especialmente en la mezcla 50L:50P.

En la Figura 7 se representan los valores medios de concentración de los principales AGV y la acidez total, al inicio y al final del ensayo BMP1 mesofílico.



**Figura 7:** Concentración AGV de las mezclas LP con IM al inicio y final del ensayo BMP.

La concentración de AGV como se observa en la Figura 7, aumenta al finalizar el ensayo en todas las mezclas, este incremento es resultado de las primeras fases del proceso de digestión anaerobia (hidrolisis y acidogénesis), en las que las moléculas orgánicas complejas se degradan hasta AGV (Silva et al, 2017) y que deberían de consumirse en las etapas posteriores. La concentración de AGV aumenta según se incrementa la proporción de pescado en las mezclas, pese a que inicialmente la concentración de AGV del pescado era muy baja. La mezcla 50L:50V es la que presenta una concentración superior, llegando a 7581 mg/L. El ácido acético es el ácido más predominante en todas las mezclas. No obstante, la mezcla 75:25 presenta la mayor concentración de propiónico que indica cierta inhibición del proceso.

Estos resultados concuerdan con los elevados valores de DQOs al final del ensayo tanto en el lodo como en las mezclas, así como con los rendimientos de depuración que se recogen en la Tabla 7. En la tabla los valores negativos significan aumento del valor del final del parámetro analítico con respecto al inicial. Es el caso de la DQOs del lodo que

acumula la materia solubilizada en forma de AGV durante el ensayo de tal forma que hay una mayor presencia de materia soluble al final que al inicio del ensayo, y de los AGV.

**Tabla 7:** Porcentajes de eliminación después del ensayo BMP1 mesofílico.

<b>Parámetro</b>	<b>L</b>	<b>75L:25P</b>	<b>50L:50P</b>
<b>% Eliminación DQOt</b>	46,68	56,98	36,85
<b>% Eliminación DQOs</b>	-42,34	33,29	12,14
<b>% Eliminación SV</b>	49,06	67,20	63,03
<b>% Eliminación ST</b>	39,00	57,73	56,51
<b>% Eliminación AGV</b>	-29,35	-97,78	-87,93

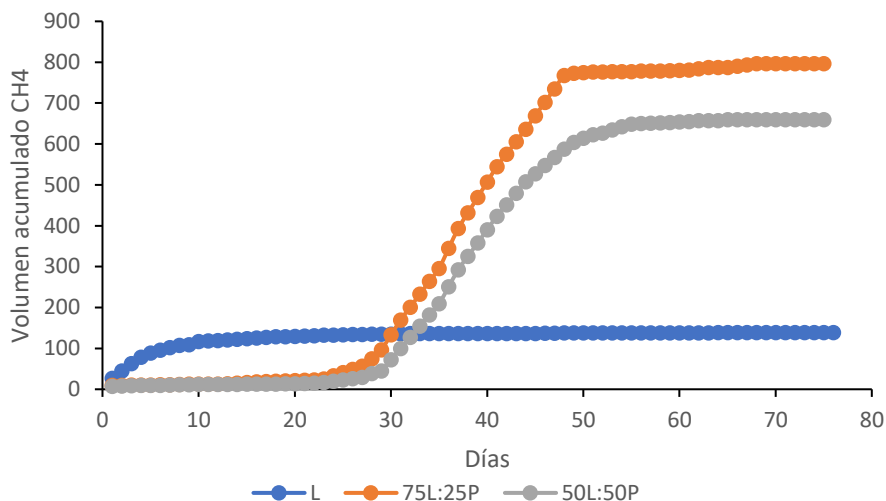
En las mezclas, si se analizan los porcentajes de eliminación, se observa que el porcentaje de eliminación de DQOs es bajo sobre todo en la proporción 50:50.

La DQOt se encuentra entre el 57% y el 37%, siendo la mezcla 75:25 la de mayor degradación en este caso.

En cuanto a la eliminación de SV y ST, se observa que la proporción 75L:25P es la que presenta un mejor porcentaje de eliminación, pero muy similar a la proporción 50:50.

En todas las muestras se produce acumulación de AGV durante el ensayo, pero particularmente en las muestras que contienen residuo de pescado y en relación con su proporción en la mezcla.

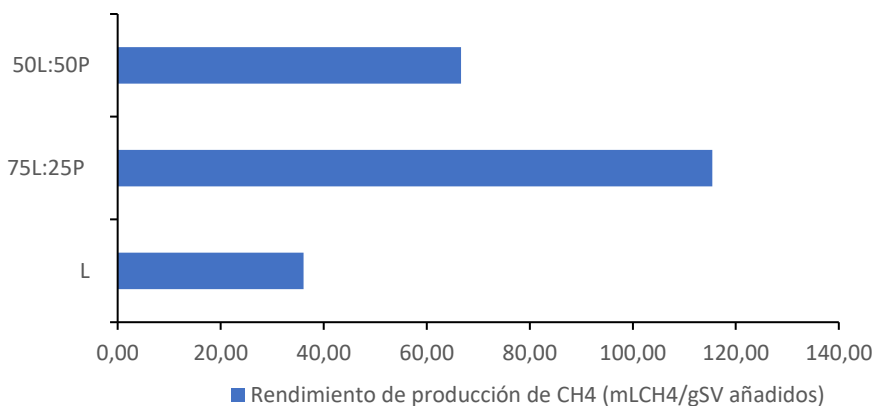
En la figura 8 se representa la evolución del volumen de metano (mL) acumulado, para cada el lodo y las mezclas LP durante el ensayo BMP1 mesofílico. El periodo del ensayo fue de 76 días.



**Figura 8:** Evolución del volumen acumulado de CH<sub>4</sub> durante el ensayo BMP1 mesofílico

Se observa en la Figura 8, que el vial que contiene lodo empieza a producir CH<sub>4</sub> los primeros días del ensayo y deja de producir a partir del día 11. Los viales que contienen las mezclas LP arrancan casi al mismo tiempo (día 25) y dejan de producir los días 48 (75L:25P) y 55 (50:50). Con todo el ensayo no se desmonta, sino que se deja 3 semanas más ante la posibilidad de que se estuviera tratando de un periodo de aclimatación del inóculo, debido al elevado contenido de materia orgánica en forma de ácidos en los digeridos en los días 48 y 55. Se comprueba que no es así y el ensayo finaliza transcurridos 76 días del inicio.

La producción máxima de metano alcanzada al finalizar el ensayo es de 785,89 mL de CH<sub>4</sub> para la mezcla de 75L:25P, seguido por la mezcla 50L:50P con 648,57 mL de CH<sub>4</sub> y por último el lodo 127,77mL de CH<sub>4</sub>. Los rendimientos de metano con respecto a los SV añadidos se muestran en la Figura 9.



**Figura 9:** Rendimiento de producción de CH<sub>4</sub> al final del ensayo BMP1 mesofílico LP.



La mezcla de 75L:25P fue la que presentó un mayor rendimiento de 115 mL de CH<sub>4</sub>/gSV con respecto a los otros casos (50L:50P 67 mL de CH<sub>4</sub>/gSV; L 36 mL de CH<sub>4</sub>/gSV).

Los resultados del ensayo BMP muestran que el resto de pescado contribuye a aumentar la biodegradabilidad mesofílica del lodo de EDAR en una proporción LP 75:25, con un potencial de biometanización con respecto a los SV de 115 mL de CH<sub>4</sub>/gSV, 69% superior al potencial de biometanización del lodo solo.

Con respecto a la acumulación de AGV al final del ensayo podría deberse a la inhibición de las metanógenas a partir de una determinada concentración de AGV en el medio, aunque esta no se haya reflejado en los valores de pH. Esto podría estar motivado por la utilización de un inóculo con escasa aclimatación al residuo de pescado que se utiliza recientemente en el grupo de investigación. En este sentido las bacterias acidogénicas del inóculo mesofílico se caracterizan por su rápida adaptación al nuevo sustrato en tanto que las acetogénicas y metanogénicas necesitan un mayor periodo de tiempo para adaptarse. Ello genera un desequilibrio entre la velocidad de generación y consumo de AGV, acumulándose estos en el medio con las consecuencias de inhibición.

Por todo lo anterior es esperable que se puedan alcanzar rendimientos superiores de depuración y de biometanización empleando un inóculo más aclimatado a este tipo de residuo.

### **5.3.2. Ensayo BMP1 termofílico**

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de lodo y lodo y resto de pescado al comienzo y finalización del ensayo BMP termofílico se muestran en la Tabla 8 y la concentración de AGV en la Figura 10.

**Tabla 8:** Caracterización fisicoquímica de lodo y mezclas LP al inicio y fin del ensayo BMP 1 termofílico

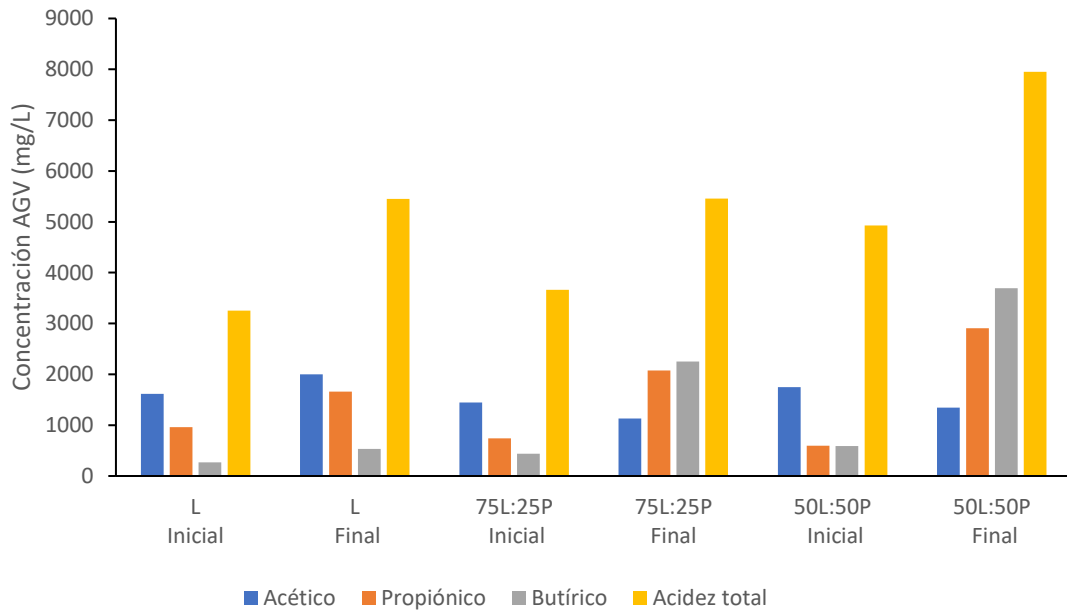
Parámetros		L	75L:25P	50L:50P
pH	Inicial	7,01	7,06	7,02
	Final	8,03	7,12	7,35
DQOt (g/L)	Inicial	34,47 ± 0,34	78,41 ± 0,30	87,67 ± 0,43
	Final	27,31 ± 0,43	54,95 ± 0,22	59,25 ± 0,51
DQOs (g/L)	Inicial	9,65 ± 0,22	43,01 ± 0,21	82,31 ± 0,70
	Final	13,50 ± 0,34	52,17 ± 0,46	56,85 ± 0,44
ST (g/L)	Inicial	34,60 ± 0,22	65,14 ± 0,35	101,35 ± 1,69
	Final	21,89 ± 0,35	43,75 ± 0,73	72,71 ± 0,31
SV (g/L)	Inicial	26,16 ± 0,22	55,81 ± 0,32	90,69 ± 1,86
	Final	14,28 ± 0,27	34,72 ± 0,77	61,41 ± 0,45
NT (g/L)	Inicial	1,45	1,6	4,3
	Final	4,45	4,4	10,7

Se observa que el pH inicial se encuentra en torno a 7, es un pH neutro, a final del ensayo este aumenta debido a las causas comentadas en el apartado anterior (Cáceres Cáceres, 2018).

En este ensayo, a diferencia con el mesofílico, los valores de DQOt, DQOs, SV y ST disminuyen, excepto la DQOs final en las muestras de lodo y 75L:25P cuyo valor es superior que la DQOs inicial porque se ha producido solubilización de la materia orgánica que no se ha consumido posteriormente en el proceso.

El NT también aumenta durante el ensayo como consecuencia de la degradación de la materia orgánica, siendo la mezcla con mayor proporción de pescado la que presenta un valor más alto debido a que este sustrato es el que tenía una mayor concentración de nitrógeno.

Los valores de todos los parámetros se incrementan según va aumentando la proporción de pescado en las muestras, provocado porque este es el sustrato que poseía una mayor cantidad de nitrógeno y de materia orgánica, el lodo de EDAR es el que tiene los valores inferiores en todos los parámetros.



**Figura 10:** Concentración AGV de lodo y mezclas LP al inicio y final del ensayo BMP1 termofílico.

En la Figura 10 se representan las concentraciones de AGV al inicio y fin del ensayo. La concentración de AGV aumenta al finalizar el ensayo en todos los casos. Esto es consecuencia de que en las fases de hidrólisis y acidogénesis los AGV que se generan no se han consumido en las etapas posteriores quizás debido a que su acumulación ha podido provocar la inhibición de las arqueas metanogénicas inhibiendo la producción de metano pese a que todavía hubiese materia orgánica en las mezclas.

Según aumenta la concentración de pescado se incrementa la concentración de AGV, la mezcla 50L:50V es la que tiene una mayor concentración, 7948 mg/L de AGV al finalizar el ensayo. Al inicio del ensayo el ácido acético es el predominante en todos los casos, pero al finalizar en el caso de las mezclas L:P el propiónico y el butírico presentan una mayor concentración y esto indica cierta inhibición del proceso.

En la tabla 9 se encuentran los rendimientos de depuración del ensayo BMP1 termofílico.

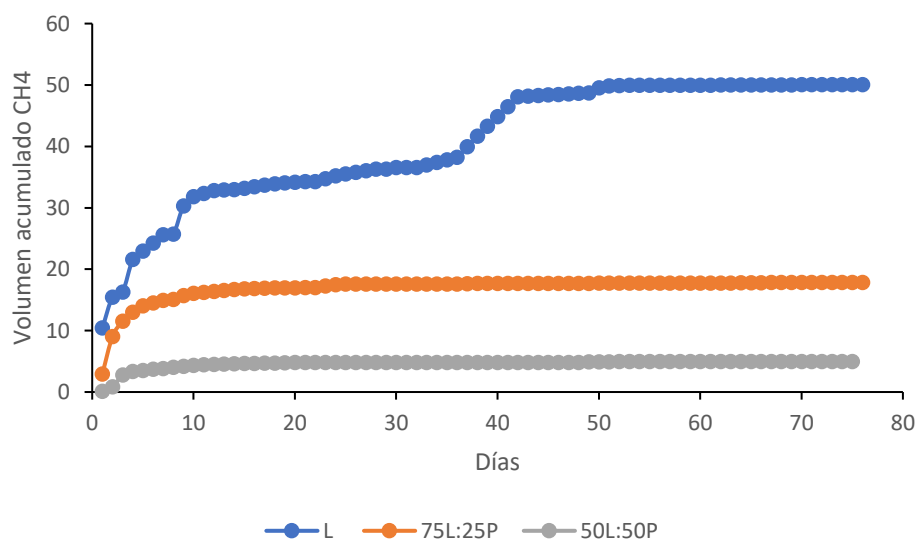
**Tabla 9:** Porcentajes de eliminación del ensayo BMP1 termofílico.

Parámetro	L	75L:25P	50L:50P
% Eliminación DQOt	20,79	29,91	35,15
% Eliminación DQOs	-39,87	-21,32	28,02
% Eliminación SV	45,40	37,78	32,29
% Eliminación ST	36,74	32,83	28,26
% Eliminación AGV	-67,75	-1,52	-23,75

Si se analizan los porcentajes de eliminación (Tabla 9) se observa que el porcentaje de eliminación de DQOt se encuentra entre el 29% y el 78%, la mezcla de L es la que presenta un mayor porcentaje y la que menor la de 75L:25P.

En cuanto a la DQOs hay algunos porcentajes negativos, en concreto en las mezclas con más contenido en lodo. En este ensayo también se acumulan los AGV por eso los resultados de depuración son bajos o negativos. De hecho, los rendimientos de depuración para los ácidos son todos negativos lo que implica que se ha producido un aumento en la cantidad de ácidos durante el ensayo y que no se han consumido.

En cuanto a la eliminación de SV y ST, se observa que en el caso de la mezcla del lodo los porcentajes obtenidos son superiores y según aumenta el contenido de pescado disminuye.

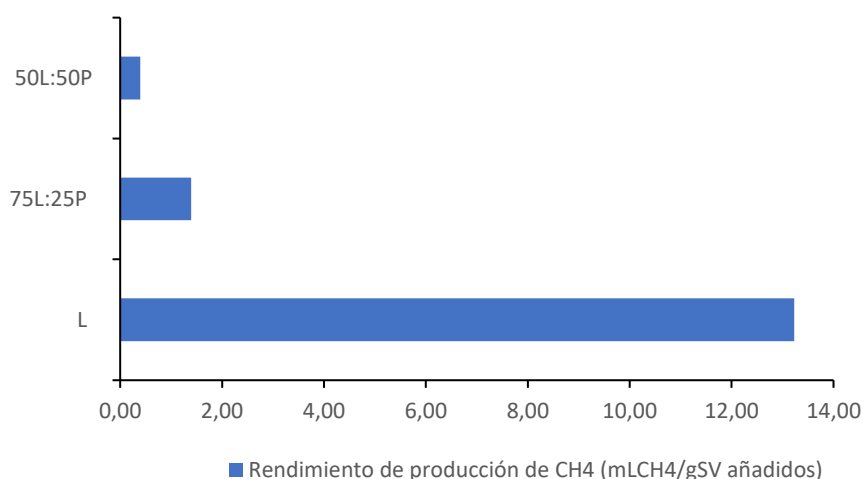


**Figura 11:** Evolución del volumen acumulado de CH<sub>4</sub> durante el ensayo BMP1 termofílico.

En la Figura 11, se muestra la evolución de la producción de metano acumulada en el ensayo en el lodo y las mezclas LP. El ensayo arrancó rápidamente y la producción de biogás comenzó los primeros días para todas las muestras, sin embargo, los viales con las mezclas LP dejaron de producir biogás en pocos días (50L:50P día 5, 75L:25P día 12). La curva de producción acumulada de biogás de lodo muestra diferentes fases finalizando a los 51 días del inicio del ensayo.

El volumen acumulado de CH<sub>4</sub> que se ha obtenido con estas mezclas no es muy elevado, la de L+IT acumuló 41,53 mL de CH<sub>4</sub>, la de 75L:25P 9,33 mL de CH<sub>4</sub> y por último la de 50L:50P 4,27 mL de CH<sub>4</sub>.

En la Figura 12 se representa los rendimientos de metano con respecto a los SV añadidos en cada una de las muestras ensayadas.



**Figura 12:** Rendimiento de producción de CH<sub>4</sub> al final del ensayo BMP1 termofílico LP.

Se aprecia que el rendimiento del ensayo BMP1 termofílico es muy bajo en todos los casos, el mayor rendimiento lo presenta el lodo (13 mL de CH<sub>4</sub>/gSV). En las mezclas con residuos de pescado son valores aún inferiores.

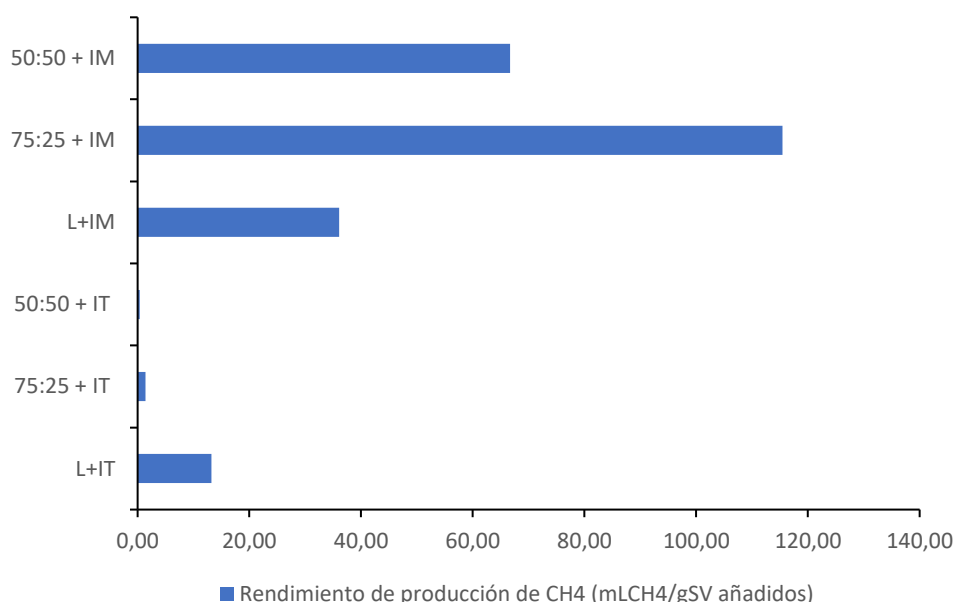
Los resultados de depuración y biometanización en este ensayo son propios de un proceso anaerobio que se encuentra inhibido. Las causas de inhibición argumentadas en el BMP mesofílico son igualmente válidas para explicar la inhibición de este ensayo. Además, los inóculos termofílicos son más inestables que los mesofílicos, por eso el grado de inhibición en este caso es mayor que en el anterior.

### Comparación de los ensayos BMP1 mesofílico y BMP1 termofílico

Realizando una comparación entre ambos ensayos, en relación con el volumen máximo de metano (Figuras 11 y 12) obtenido en las muestras, el máximo volumen se produce en el ensayo mesofílico es de 785,89 mL de CH<sub>4</sub> para la mezcla de 75L:25P. Cabe destacar que en el ensayo termofílico el volumen mayor alcanzado es de 41,53 mL de CH<sub>4</sub>, para la misma proporción LP.

El ensayo a 35° de temperatura ha dado mejores rendimientos de metano que el ensayo a 55° (ver Figura 13). En el ensayo mesofílico se han alcanzado mejores rendimientos de depuración que en el termofílico, aunque han sido bajos en ambos casos. Los dos ensayos muestran inhibición, mayor en el termofílico, que es más sensible a la acumulación de AGV. De hecho, esta acumulación de AGV durante el ensayo termofílico debe de ser la causa del cese de la generación de metano en los primeros días del ensayo.

En cuanto al rendimiento de depuración del lodo y las mezclas lodo pescado, los mejores resultados se obtienen para la mezcla LP 75:25 en condiciones mesofílicas, es decir, que adicionar pescado al lodo de EDAR mejora su biodegradabilidad en condiciones mesofílicas.



**Figura 13:** Rendimiento de producción de CH<sub>4</sub> al finalizar los ensayos BMP1 mesofílico y termofílico.

### 5.3.3. Ensayo BMP 2 mesofílico

En este apartado se exponen los resultados del ensayo de biodegradabilidad realizado para el lodo (L) y vertido (V) de matadero y las mezclas (LV) realizadas a partir de estos residuos. El ensayo se realizó a 35° de temperatura.

En la Tabla 10 y la Figura 14 se exponen los valores medios de los resultados de los parámetros de caracterización fisicoquímica realizada al principio y al final del ensayo BMP de las muestras de L, V y mezclas LV.

**Tabla 10:** Caracterización fisicoquímica de lodo (L), vertido (V) y mezclas LV al inicio y fin del ensayo BMP 2.

Parámetros		V	75V:25L	50V:50L	25V:75L	L
pH	Inicial	7,66	7,53	7,6	7,6	7,45
	Final	7,69	7,47	7,45	7,47	7,56
DQOt (g/L)	Inicial	18,43 ± 0,32	28,67 ± 0,81	28,82 ± 0,32	29,65 ± 0,42	36,67 ± 1,11
	Final	13,56 ± 0,97	14,43 ± 1,01	14,87 ± 0,41	16,73 ± 0,22	24,62 ± 0,91
DQOs (g/L)	Inicial	2,39 ± 0,67	3,12 ± 0,25	3,41 ± 0,70	3,61 ± 0,60	3,71 ± 0,85
	Final	6,63 ± 0,53	7,07 ± 0,34	5,95 ± 0,62	9,75 ± 0,33	7,56 ± 1,01
ST (g/L)	Inicial	16,53 ± 0,66	27,67 ± 0,46	38,43 ± 0,36	45,89 ± 1,64	74,25 ± 4,81
	Final	14,45 ± 0,16	21,28 ± 0,63	28,03 ± 1,15	30,25 ± 2,05	55,62 ± 5,51
SV (g/L)	Inicial	10,77 ± 0,98	20,08 ± 0,21	27,52 ± 1,10	33,67 ± 1,07	56,35 ± 3,42
	Final	9,80 ± 0,39	14,66 ± 0,11	19,66 ± 0,94	21,19 ± 1,85	41,37 ± 4,27
Alcalinidad (g/L)	Inicial	3,05	6,15	5,4	4,15	3,45
	Final	5,95	7,15	6,15	6,9	8,8
TAN (g/L)	Inicial	2,67	3,11	3,13	2,53	3,07
	Final	3,33	4,06	3,25	3,94	4,52

Si se analiza la Tabla 10, el pH inicial y el final tiene unos valores muy similares en todas las mezclas, presentan un pH neutro, ideal para que se produzca correctamente la digestión anaerobia y las arqueas metanogénicas no se inhiban.

Inicialmente, la muestra de lodo de matadero presenta los valores más altos de DQOt, DQOs, SV y ST, en cambio la muestra de vertido de esto puede implicar una producción menor de metano. Las mezclas LV poseen valores similares para estos parámetros, aunque estos aumentan ligeramente con la proporción de lodo en la mezcla.

Al final del ensayo, los valores de DQOt, SV y ST disminuyen lo que significa que se ha consumido materia orgánica para producir biogás, excepto en el caso de la DQOs que aumenta con respecto a la inicial por el incremento de materia orgánica soluble.

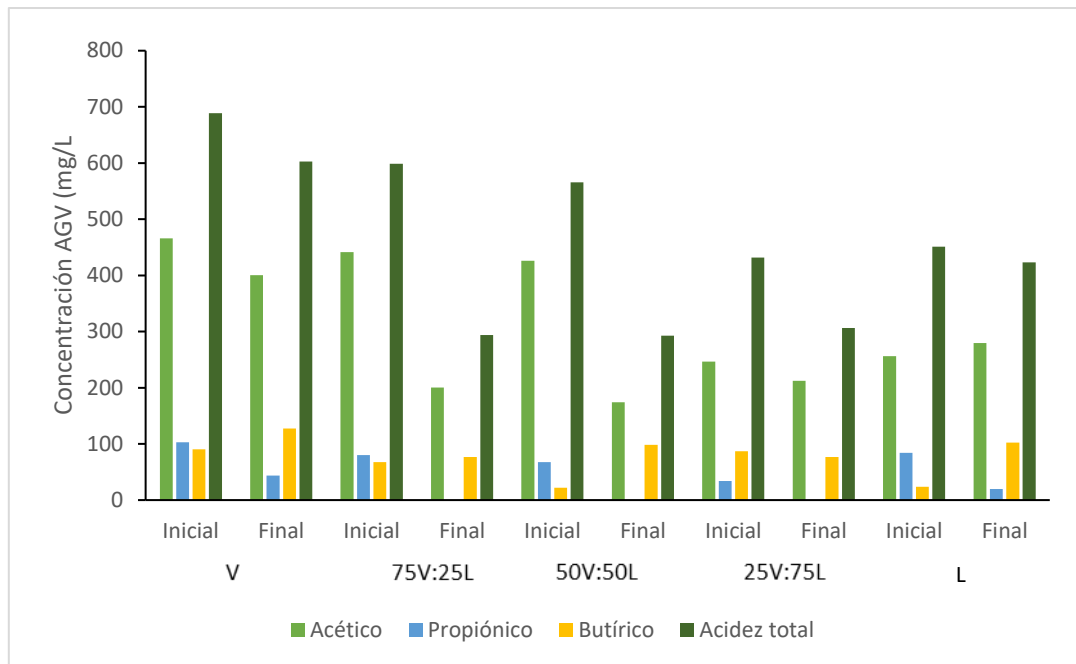
Un factor importante en la digestión anaerobia es la alcalinidad porque determina la capacidad del sistema para soportar cambios rápidos de pH gracias al efecto tampón de diferentes especies químicas. En principio, una mayor alcalinidad significa más estabilidad y más robustez, ya que le permite soportar cambios bruscos de pH con mayor eficacia (Benito Mora, 2017).

En la Tabla 10 se aprecia como al finalizar el ensayo la alcalinidad de todas las mezclas ha aumentado y esto se debe a que normalmente durante la fase inicial de puesta en marcha de un digestor anaeróbico, la producción de ácidos volátiles provoca una disminución del pH, pero a medida que las especies metanogénicas convierten estos compuestos en  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ , el pH y la alcalinidad del sistema aumentan (Benito Mora, 2017).

El nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_4$ ), se puede generar como consecuencia de la biodegradación anaerobia de compuestos como las proteínas y los aminoácidos. Se puede encontrar de dos maneras en una solución acuosa, como fracción de ion amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) o como amoniaco ( $\text{NH}_3$ ), se cree que el amoniaco libre es el compuesto responsable de que se inhiba la actividad metanogénica porque es permeable a la membrana de estos microorganismos (Martínez Campesino, 2014).

Si se analiza el nitrógeno amoniacal total que se obtiene al final del ensayo se observa que ha habido un incremento con respecto al inicio y es debido a que al estar las mezclas tanto tiempo bajo condiciones anaerobias se degrada la materia orgánica liberándose estos productos (de la Paz Bernasconi et al., 2019). Se ha reportado un rango amplio de concentraciones de amoniaco que causan inhibición, la concentración de TAN que causó una reducción del 50% en la producción de metano varía desde 1,7 a 14 g/L (Chen et al., 2008).





**Figura 14:** Concentración AGV de lodo (L), vertido (V) y mezclas LV al inicio y final del ensayo BMP 2

Como se aprecia en la Figura 14 el contenido en AGV disminuye al finalizar el ensayo porque se consumen en las últimas etapas del proceso para producir metano. El ácido acético es el de mayor concentración tanto al inicio como al final.

El vertido es el que presenta una mayor concentración de AGV al inicio (688 mg/L) y al final (610 mg/L), la mezcla 25V:75L es la que tiene la menor concentración inicial (431 mg/L) y al final del ensayo las mezclas 50V:50L y 25V:75L tienen una concentración muy similar, 292 mg/L y 306 mg/L respectivamente. La concentración disminuye según se va reduciendo la proporción de vertido.

En la Tabla 11 se muestran los resultados obtenidos sobre rendimiento de los procesos en el ensayo BMP 2.

**Tabla 11:** Porcentajes de eliminación después del ensayo 2 de BMP.

Parámetro	V	75V:25L	50V:50L	25V:75L	L
% Eliminación DQOt	26,46	49,66	48,39	43,59	32,85
% Eliminación DQOs	-177,55	-126,56	-74,29	-170,27	-103,95
% Eliminación SV	8,97	26,98	28,53	36,77	26,59
% Eliminación ST	12,59	23,09	27,05	34,06	25,09
% Eliminación AGV	12,52	50,87	48,23	29,09	6,23

En la Tabla 11, se observa que los porcentajes de eliminación de la DQOt van desde el 26% al 50%, se aprecia que el vertido presenta el menor porcentaje de depuración y que

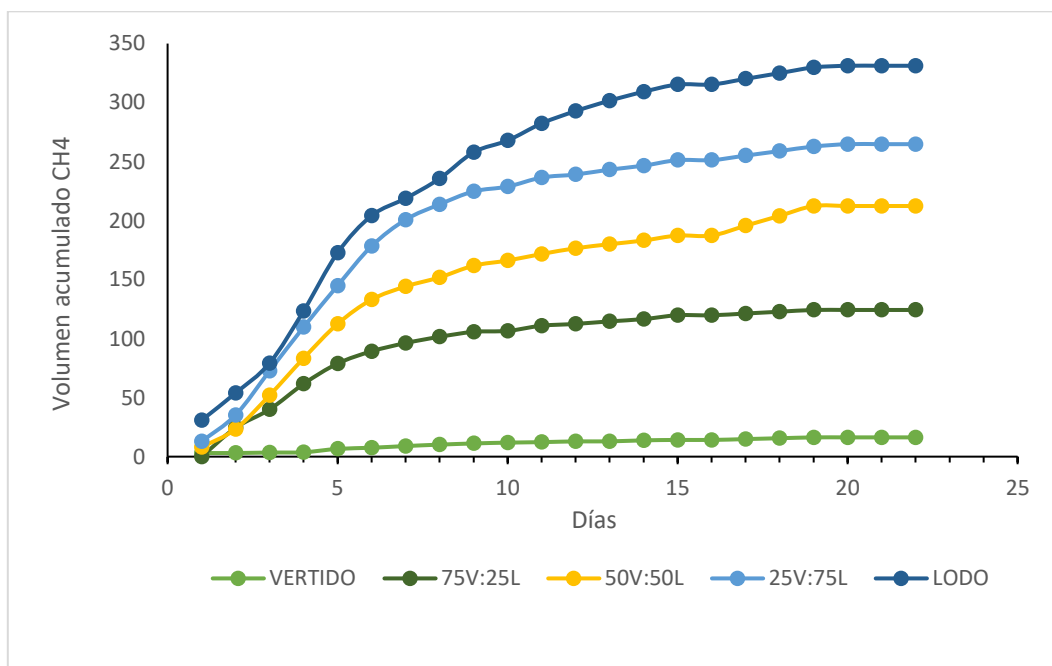
las que tienen un mejor porcentaje son las que tienen presencia de los dos sustratos (vertido y lodo).

En cuanto a la DQOs todos los porcentajes son negativos como consecuencia de una concentración superior de materia orgánica soluble al finalizar el ensayo.

La muestra de vertido es la que tiene un menor porcentaje de eliminación de SV y ST, esto se explica porque como se ha visto en la Tabla 8, esta mezcla era la que presentaba una menor concentración de sólidos. El mejor rendimiento lo tiene la mezcla de 25V:75L.

La eliminación de AGV va desde el 6% en el caso del lodo hasta 50% en el caso de la mezcla 75V:25L, los porcentajes de eliminación en las mezclas son similares, en el caso del lodo y el vertido son más bajos.

En la Figura 15, se representa el volumen acumulado de CH<sub>4</sub> al final del ensayo BMP 2 mesofílico.

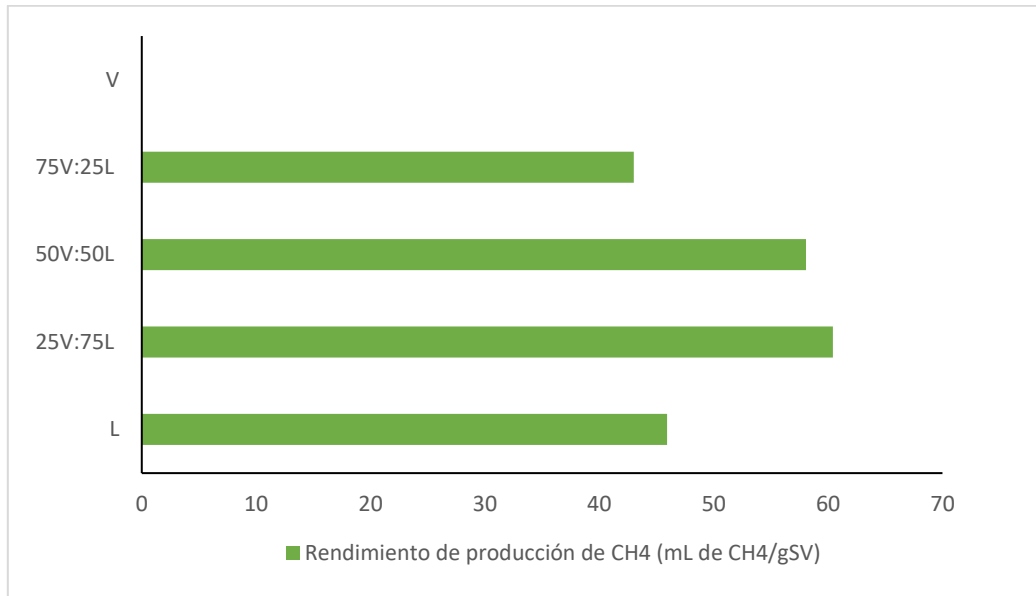


**Figura 15:** Evolución del volumen acumulado de CH<sub>4</sub> durante el ensayo BMP2.

En la Figura 15 se representa la curva de evolución del metano acumulado durante el ensayo para cada una de los sustratos y sus mezclas. El ensayo BMP tuvo una duración de 22 días, la producción de biogás tuvo lugar desde el principio de este y empezó a disminuir y en torno al día 18, a excepción del vertido de matadero que prácticamente no

genera metano. El lodo de matadero es el mayor productor con 310,57 mL de CH<sub>4</sub> y seguidamente la mezclas LV según la proporción de lodo que contengan.

En la Figura 16 se muestra el rendimiento de producción de CH<sub>4</sub> en relación a los SV añadidos, del lodo, el vertido y las diferentes mezclas, al finalizar el ensayo BMP 2 mesofílico.



**Figura 16** Rendimiento de producción de CH<sub>4</sub> al final del ensayo BMP2 mesofílico LV.

La mezcla de 25V:75L fue la que presentó un mayor rendimiento de 60 mL de CH<sub>4</sub>/gSV con respecto a los otros casos (50V:50L 58 mL de CH<sub>4</sub>/gSV, L 46 mL de CH<sub>4</sub>/gSV, 75V:25L 43 mL de CH<sub>4</sub>/gSV y V 0 mL de CH<sub>4</sub>/gSV).

El vertido es el que ha obtenido un menor rendimiento (0 mL de CH<sub>4</sub>/gSV), es nulo debido a que no acumuló nada de metano durante el ensayo.

Los resultados del ensayo BMP muestran que el vertido de matadero contribuye a aumentar la biodegradabilidad mesofílica del lodo de matadero en una proporción LV 75:25, con un potencial de biometanización con respecto a los SV de 60 mL de CH<sub>4</sub>/gSV, 14% superior al potencial de biometanización del lodo solo.

## 7. Conclusiones

Una vez finalizado el presente estudio se obtienen las siguientes conclusiones:

- El resultado del ensayo BMP mesofílico indica que la mejor mezcla de lodo y residuo de pescado es la proporción 75:25 con un potencial de biometanización de 115 mL de CH<sub>4</sub>/gSV, superior al potencial de biometanización del lodo en un 69% (36 mL de CH<sub>4</sub>/gSV). La mezcla LP 75:25 muestra los mejores rendimientos de depuración.
- La codigestión mesofílica lodos y residuos de pescado mejora los rendimientos de la monodigestión de lodos de EDAR.
- Los rendimientos de metano alcanzados en el ensayo BMP termofílico de lodo y residuo de pescado han sido muy bajos en todos los casos ensayados. El mayor rendimiento lo presenta el lodo (13 mL de CH<sub>4</sub>/gSV).
- Los resultados de los ensayos BMP de lodos y residuo de pescado muestran una acumulación de ácidos, más acusada en el BMP termofílico. La acumulación de ácidos es causa y consecuencia de inhibición del proceso anaerobio y como ocurre en el presente estudio, tienen más repercusión en el proceso termofílico que en el mesofílico pues aquellos son más inestables.
- Los ensayos de codigestión anaerobia monoetapa mesofílica de lodos y vertido de matadero muestran que el mayor potencial de biometanización es de 60 mL de CH<sub>4</sub>/gSV, para la mezcla 75:25, respectivamente. Superior al potencial de biometanización del lodo en un 14% (46 mL de CH<sub>4</sub>/gSV).
- La codigestión mesofílica lodos y residuos de matadero mejora los rendimientos de la monodigestión de lodos de matadero.
- El rendimiento de metano alcanzado por el vertido ha sido nulo (0 mL de CH<sub>4</sub>/gSV), por lo que no es productivo.
- La mezcla LV 75:25 muestra los mejores rendimientos de depuración a excepción de la depuración de los AGV y la DQOt que es la mezcla LV 50:50.
- El rendimiento mejora cuando hay presencia de los dos sustratos (lodo y vertido de matadero), pero cuanto mayor sea la proporción de lodo este es mejor.

## 8. Bibliografía

- Acosta, Y. L., & Abreu, M. C. O. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 39(1), 35-48. <https://www.redalyc.org/pdf/2231/223120659006.pdf>
- Agabo-García, C., Solera, R., & Perez, M. (2022). Anaerobic sequential batch reactor for CO-DIGESTION of slaughterhouse residues: Wastewater and activated sludge. *Energy*, 255, 124575. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.124575>
- Aguilera, E. A. R. (2016). Producción de biogas a partir de Biomasa. *Revista Científica de FAREM-Estelí*, (17), 11-22. <https://doi.org/10.5377/farem.v0i17.2610>
- Ahuja, I., Dauksas, E., Remme, J. F., Richardsen, R. y Løes, A. K. (2020). Fish and fish waste-based fertilizers in organic farming—With status in Norway: A review. *Gestión de residuos*, 115, 95-112. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.025>
- Alenza García, J. F. (2020). La economía circular en el Derecho ambiental. *Actualidad Jurídica Ambiental*, 2020, 102, 225-249. <https://hdl.handle.net/2454/39443>
- Andrades, J. A. (2008). Los vertidos de los mataderos e industrias cárnicas. <https://www.eoi.es/sites/default/files/savia/documents/componente48151.pdf>
- Antoniou, N., Monlau, F., Sambusiti, C., Ficara, E., Barakat, A. y Zabaniotou, A. (2019). Contribución a las opciones de economía circular de la gestión mixta de residuos agrícolas: combinación de la digestión anaeróbica con la gasificación para mejorar la recuperación de energía y materiales. *Revista de producción más limpia*, 209, 505-514. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.055>
- Arnáiz, C., Isac, L., & Lebrato, J. (2000). Tratamiento biológico de aguas residuales. *Revista Tecnología del Agua*, 7. <https://cidta.usal.es/cursos/etap/modulos/libros/edar.pdf>
- Arhoun, B. (2017). Digestión y codigestión anaerobia de residuos agrícolas, ganaderos y lodos de depuradora. <https://hdl.handle.net/10630/15500>
- Benito Mora, C. (2017). Desarrollo de la tecnología BMP para ensayos de codigestion anaerobia de residuos agroalimentarios con fangos mixtos de EDAR. <https://idus.us.es/handle/11441/75035>

- Bonilla, H. R., Vega, C., Feijoó, V., Villacreses, D., Pesantez, F., & Olivera, L. (2020). Methane gas generation through the anaerobian codigestion of urban solid waste and biomass. *Energy Reports*, 6, 430-436. <https://doi.org/10.1016/j.egy.2020.11.217>
- Bres. P.A., Beily. M.E., Crespo. D.E. (2022). Ensayo potencial bioquímico metanogénico: una metodología clave para estimar la energía de las biomásas. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/11309>.
- Bustillo-Lecompte, C., & Mehrvar, M. (2017). Slaughterhouse wastewater: treatment, management and resource recovery. *Physico-chemical wastewater treatment and resource recovery*, 153-174.
- Cáceres Cáceres, K. T., & Rincón Pérez, A. (2018). Evaluación del potencial bioquímico de metano del agua residual de la UPB Seccional Bucaramanga, variando las condiciones iniciales de ph y materia orgánica. <https://repository.upb.edu.co/handle/20.500.11912/5171>
- Canziani, R., & Spinosa, L. (2019). Sludge from wastewater treatment plants. In *Industrial and Municipal Sludge* (pp. 3–30). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815907-1.00001-5>
- Cárdenas-Cleves, L. M., Parra-Orobio, B. A., Torres-Lozada, P., & Vásquez-Franco, C. H. (2016). Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano-PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos. <https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016008>
- Cendales Ladino, E. D. (2011). Producción de biogás mediante la codigestión anaeróbica de la mezcla de residuos cítricos y estiércol bovino para su utilización como fuente de energía renovable (Doctoral dissertation). [edwindariocendalesladino.2011.parte1-libre.pdf](http://edwindariocendalesladino.2011.parte1-libre.pdf) (d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net)
- Chen, Y., Cheng, J. J. y Creamer, K. S. (2008). Inhibición del proceso de digestión anaeróbica: una revisión. *Tecnología de recursos biológicos*, 99(10), 4044-4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- Cremones, P. A., Teleken, J. G., Meier, T. R. W., & Alves, H. J. (2021). Two-Stage anaerobic digestion in agroindustrial waste treatment: A review *Journal of Environmental Management*, 281,111854. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111854>

de la Paz Bernasconi Torres, V., Riera, N. I., Schapiro, J., Morici, G., Crespo, D., & Beily, M. E. (2019). Evaluación del potencial metanogénico de efluentes porcinos en codigestión con glicerol. *Energías Renovables y Medio Ambiente*, 44, 21-27.

<http://eprints.natura.unsa.edu.ar/800/>

Eiroa, M., Costa, J. C., Alves, M. M., Kennes, C., & Veiga, M. C. (2012). Evaluation of the biomethane potential of solid fish waste. *Waste management*, 32(7), 1347-1352.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.03.020>

Fytili, D., & Zabaniotou, A. (2008). Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review. *Renewable and sustainable energy reviews*, 12(1), 116-140. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.05.014>

Fu, S. F., Xu, X. H., Dai, M., Yuan, X. Z. y Guo, R. B. (2017). Producción de hidrógeno y metano a partir de vinaza mediante digestión anaeróbica en dos etapas. *Seguridad de procesos y protección del medio ambiente*, 107, 81-86.

<https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.01.024>

Garcia Garcia, A. (2021). Co-Digestión anaeróbica de lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales para producir biogás. Revisión sistemática, 2021.

<https://hdl.handle.net/20.500.12692/65422>

Gómez Alvarez, M. A. (2017). Determinación del potencial bioquímico de metano y del potencial de suministro eléctrico neto de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos de mercados de abasto del distrito de Arequipa.

[http://repositorio.ucsp.edu.pe/bitstream/UCSP/15469/2/G%C3%93MEZ\\_ALVAREZ\\_MIG\\_DET.pdf](http://repositorio.ucsp.edu.pe/bitstream/UCSP/15469/2/G%C3%93MEZ_ALVAREZ_MIG_DET.pdf)

Granado, A. C., del Rio, R. S., & Real, P. (2018). Estudio bibliográfico del estado del arte de la digestión anaerobia de residuos sólidos orgánicos y mejora del proceso mediante pretratamientos. *Universidad de Cádiz*.

Granados, I. C. (2016). Generación, caracterización y tratamiento de lodos de EDAR. 60902297.pdf (core.ac.uk)

Iñarra, B., Bald, C., San Martín, D., Orive, M., Cebrián, M. & Zufía, J. (2018). Guía para la valorización de subproductos de la acuicultura. AZTI, Derio, España. 44 páginas.

[https://www.azti.es/wpcontent/uploads/2018/12/AZTI\\_guia\\_VALACUI101218online.pdf](https://www.azti.es/wpcontent/uploads/2018/12/AZTI_guia_VALACUI101218online.pdf)

Julio Guerrero, I. C., Peláez Jaramillo, C. A., & Molina Perez, F. J. (2016). Evaluación de la codigestión anaerobia de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimentos. *Revista ion*, 29(1), 63-70.

<http://www.scielo.org.co/pdf/rion/v29n1/v29n1a06.pdf>

Kafle, G. K., Kim, S. H., & Sung, K. I. (2013). Ensiling of fish industry waste for biogas production: a lab scale evaluation of biochemical methane potential (BMP) and kinetics. *Bioresource technology*, 127, 326-336.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.032>

Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., & Dawson, L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, 31(8), 1737–1744.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.021>

Kirk, D. M., & Gould, M. C. (2020). Bioenergy and anaerobic digestion. In *Bioenergy: Biomass to Biofuels and Waste to Energy* (Second Edi, pp. 335–360). Elsevier.

<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815497-7.00017-8>

López Navajas, R. (2015). Diseño de un sistema de tratamiento de aguas en una industria cárnica (Master's thesis). <http://hdl.handle.net/10016/23473>

Luque Picardo, B. E. (2019). Producción de hidrógeno mediante codigestión de biosólidos y vinazas. Trabajo Fin de Máster. Universidad de Cádiz.

<https://rodin.uca.es/handle/10498/21617>

Lopez Rodriguez, R. A. (2021) Valorización energética de residuos en el marco de la economía circular: desarrollo de tests de biodegradabilidad anaerobia. Trabajo Fin de Grado. Universidad de Cádiz.

Martínez Campesino, L. (2014). Uso de membranas selectivas para la recuperación de nitrógeno amoniacal durante el proceso de digestión anaerobia (Bachelor's thesis, Universitat Politècnica de Catalunya). <https://upcommons.upc.edu/handle/2099.1/22243>

Ministerio de medio ambiente y medio rural y marino (s.f.). Guía para la aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas.

[https://www.miteco.gob.es/es/agua/publicaciones/GUIA%20RD%201620\\_2007\\_\\_tcm30-213764.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/agua/publicaciones/GUIA%20RD%201620_2007__tcm30-213764.pdf)



Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto demográfico. (s.f.) Lodos de depuración de aguas residuales. Gobierno de España. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-ygestion-residuos/flujos/lodos-depuradora>.

Miramontes Martínez, L. R. (2020). *Diseño de un proceso para la producción de energía y biofertilizante a partir de residuos sólidos orgánicos* (Doctoral dissertation, Universidad Autónoma de Nuevo León). <http://eprints.uanl.mx/21025/1/1080314660.pdf>

Montes Carmona, M. E. (2008). *Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás* (Doctoral dissertation, Caminos). <https://oa.upm.es/1049/>

Moukazis, I., Pellerá, F. M., & Gidarakos, E. (2018). Slaughterhouse by-products treatment using anaerobic digestion. *Waste Management*, 71, 652-662.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.009>

Mshandete, A., Kivaisi, A., Rubindamayugi, M. y Mattiasson, B. O. (2004). Codigestión anaeróbica por lotes de pulpa de sisal y desechos de pescado. *Tecnología de recursos biológicos*, 95(1), 19-24. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.01.011>

Negri, C., Ricci, M., Zilio, M., D'Imporzano, G., Qiao, W., Dong, R., & Adani, F. (2020). Anaerobic digestion of food waste for bio-energy production in China and Southeast Asia: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 133(November 2019), 110138. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110138>

Nges, I. A., Mbatia, B., & Björnsson, L. (2012). Improved utilization of fish waste by anaerobic digestion following omega-3 fatty acids extraction. *Journal of environmental management*, 110, 159-165. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.011>

Olatunji, K. O., Ahmed, N. A., & Ogunkunle, O. (2021). Optimization of biogas yield from lignocellulosic materials with different pretreatment methods: a review. *Biotechnology for Biofuels*, 14(1), 1-34. <https://doi.org/10.1186/s13068-021-02012-x>

Paredes, C. A. M., Mendoza, B. F. R., & Moreira, S. E. G. (2018). Digestión anaerobia de las aguas residuales de la industria del café instantáneo. *Revista ESPAMCIENCIA ISSN 1390-8103*, 9(1), 23-31.

[http://190.15.136.171/index.php/Revista\\_ESPAMCIENCIA/article/view/152](http://190.15.136.171/index.php/Revista_ESPAMCIENCIA/article/view/152)

- Pérez Cebrián, A. (2016). *Estudio bibliográfico del uso de lodos de depuradora en suelos agrícolas* (Doctoral dissertation, Universitat Politècnica de València).  
<https://riunet.upv.es/handle/10251/75981>
- Pérez García, M., Muñoz, M. L., Sales Márquez, D., & Solera del Río, M. D. R. (2018). Optimización de la digestión anaeróbica de lodos mediante codigestión con un sustrato agroindustrial. <https://rodin.uca.es/handle/10498/21119>
- Regueiro, L., Carballa, M., Álvarez, J. A., & Lema, J. M. (2012). Enhanced methane production from pig manure anaerobic digestion using fish and biodiesel wastes as co-substrates. *Bioresource Technology*, *123*, 507-513.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.109>
- Riau, V., De la Rubia, M. Á., & Pérez, M. (2010). Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain class A biosolids: a semi-continuous study. *Bioresource technology*, *101*(8), 2706-2712. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.11.101>
- SALAS, M. E. C. (2016). *Análisis de actividad metanogénica de inóculos y potencial metanogénico de biomasa residual* (Doctoral dissertation, Master's thesis. Tesis de Maestría En Ciencias). <http://ciad.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1006/36>
- Sillero, L., Solera, R., & Perez, M. (2022). Biochemical assays of potential methane to test biogas production from dark fermentation of sewage sludge and agricultural residues. *International Journal of Hydrogen Energy*.  
<https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2022.02.080>
- Sillero, L., Solera, R., & Perez, M. (2023). Effect of temperature on biohydrogen and biomethane production using a biochemical potential test with different mixtures of sewage sludge, vinasse and poultry manure, *Journal of Cleaner Production*, Volume 382.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135237>
- Silva, F., Mahler, C., Oliveira, L., & Bassin, J. (2018). Hydrogen and methane production in a two-stage anaerobic digestion system by co-digestion of food waste, sewage sludge and glycerol. *Waste Management*, *76*, 339–349.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.039>
- Tena, M., Luque, B., Pérez, M., Solera, R. (2020). Enhanced hydrogen production from sewage sludge by cofermentation with wine vinasse. *International Journal of Hydrogen Energy* *45*, 15977-15984. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.04.075>

Tena, M., Perez, M., & Solera, R. (2021). Benefits in the valorization of sewage sludge and wine vinasse via a two-stage acidogenic-thermophilic and methanogenic-mesophilic system based on the circular economy concept. *Fuel*, 296(February), 120654.

<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.120654>

Teran Palacios, A. (2019). *Valorización agronómica de lodos depurados procedentes de un matadero de porcino* (Bachelor's thesis, Universitat Politècnica de Catalunya).

<https://upcommons.upc.edu/handle/2117/172765>

Vera Veliz, A. R. (2020). " *Actividad enzimática digestiva y composición química de juveniles de juveniles de tilapia roja (Oreochromis sp) alimentados con quitosano en dieta*" (Bachelor's thesis, Quevedo: UTEQ).

<http://repositorio.uteq.edu.ec/handle/43000/5311>

Wang, X., Li, C., Lam, C. H., Subramanian, K., Qin, Z. H., Mou, J. H., ... & Lin, C. S. K. (2022). Emerging waste valorisation techniques to moderate the hazardous impacts, and their path towards sustainability. *Journal of hazardous materials*, 423, 127023.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127023>

Xie, S., Hai, F. I., Zhan, X., Guo, W., Ngo, H. H., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2016). Anaerobic co-digestion: A critical review of mathematical modelling for performance optimization. *Bioresource Technology*, 222, 498-512.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.015>

Zhang, W., Wei, Q., Wu, S., Qi, D., Li, W., Zuo, Z., & Dong, R. (2014). Batch anaerobic co-digestion of pig manure with dewatered sewage sludge under mesophilic conditions. *Applied energy*, 128, 175-183.

<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.04.071>

## Anexos

### ANEXO I: Equipos utilizados



**Figura A:** Centrífuga Ortoalresa Unicen 21.

Fuente: Elaboración propia.

**Figura B:** Espectrofotómetro. Fuente:  
Elaboración propia



**Figura C y D:** Horno mufla ELF 14 Carbolite a 550°C

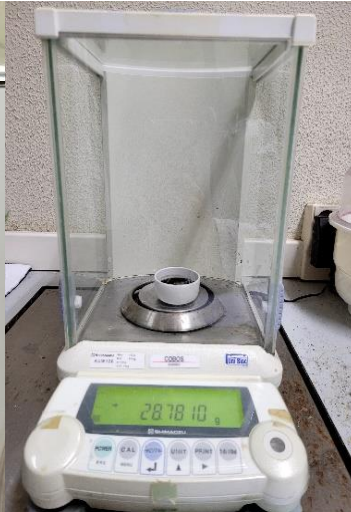
Fuente: Elaboración propia.

**Figura E:** Termoreactor QDO Eco 25,VELP SCINTIFICA.

Fuente: Elaboración propia.



**Figura F:** Medidor de presión C95071S.  
Fuente: Elaboración propia.



**Figura G:** Balanza autocalibrada OHAUS Explorer.  
Fuente: Elaboración propia.



**Figura H:** pH-metro SensION  
Fuente: Elaboración propia.



**Figura I:** Incubadora con agitador orbital OPTIC IVYMEN SYSTEM.  
Fuente: propia.



**Figura D:** Analizador de biogás BIOGAS 5000 de Geotec.  
Fuente: Elaboración propia.